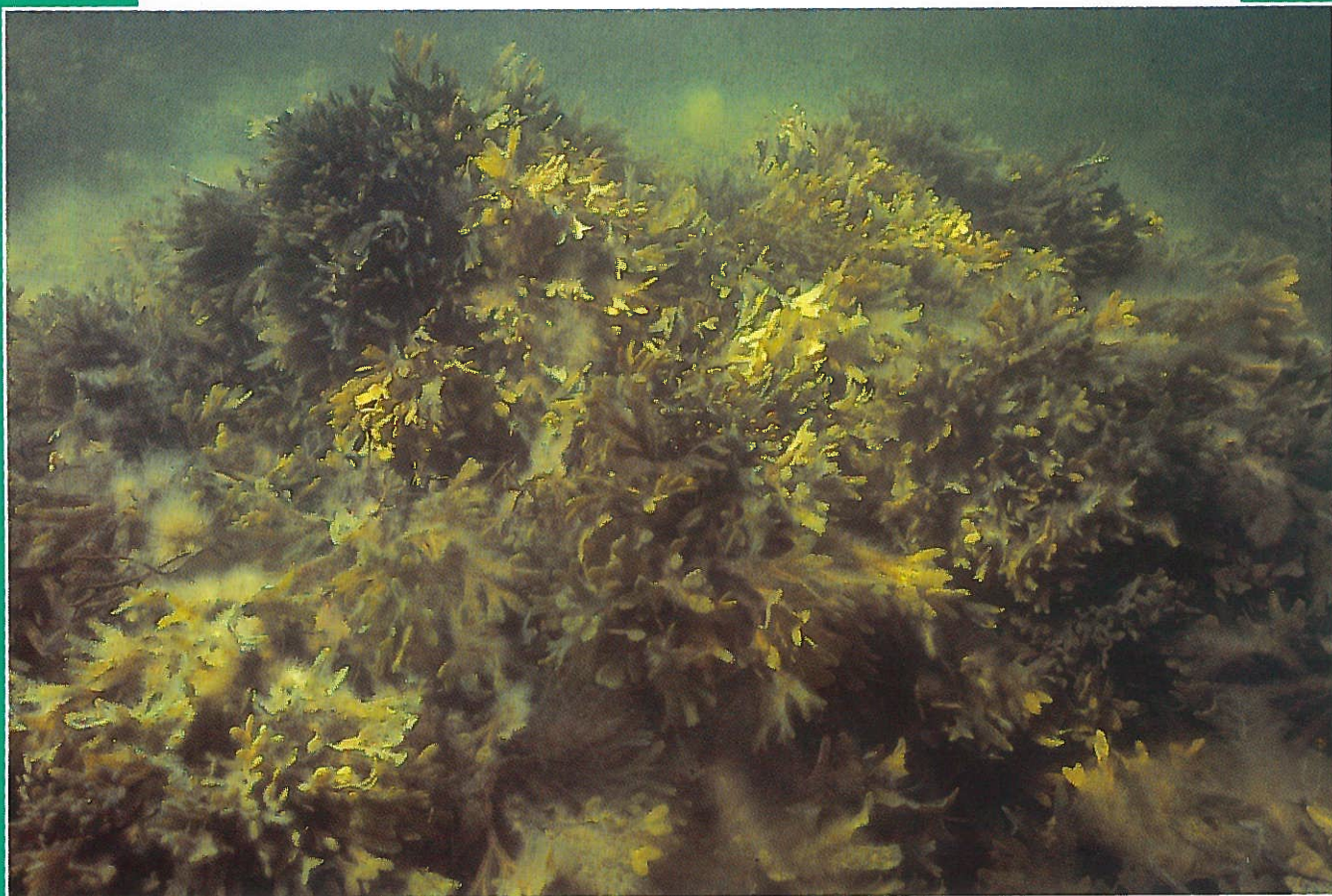


LUONTO JA
LUONNONVARAT

Jaanika Blomster

Ravinnekuormituksen
vaikutus rantavyöhykkeen
leväyhteisöihin ja
vaikutusten arvioinnissa
käytetyt menetelmät



Jaanika Blomster

Ravinnekuormituksen
vaikutus rantavyöhykkeen
leväyhteisöihin ja
vaikutusten arvioinnissa
käytetyt menetelmät

HELSINKI 1996

ISBN 952-11-0012-5
ISSN 1238-7312

*Kannen kuva: Rakkolevää (Fucus vesiculosus)
Suomen etelärannikolla
Kuva: Pentti Kangas
Painopaikka Oy Edita Ab
HELSINKI 1996*

Sisällys

- I Johdanto 5**
- 2 Levien kasvua määräävät ympäristötekijät 6**
 - 2.1 Valo 6
 - 2.2 Ravinteiden otto 6
 - 2.3 Rajoittavat ravinteet 8
 - 2.4 Ravinteiden varastoiminen 9
- 3 Ravinnekuormituksen vaikutukset rantavyöhykkeen leväyhteisöihin 10**
 - 3.1 Hajakuormituksen vaikutus luonnontilaisilla murtovesialueilla 10
 - 3.2 Vaikutukset kuormitetuilla murtovesialueilla 13
 - 3.2.1 Levien fysiologiset muutokset 13
 - 3.2.2 Yhteisön lajistomuutokset 13
 - 3.2.3 Saprobiaaluokittelu 14
 - 3.2.4 Indikaattorilajit 16
 - 3.3 Vaikutukset sisävesissä 18
- 4 Rantavyöhykkeen tilan seuranta ja vaikutusten arviointi 19**
 - 4.1 Veden laadun seurantaohjelmat pohjoisella Itämerellä 19
 - 4.2 Luonnontilaisten leväyhteisöjen seuranta 20
 - 4.3 Vesioikeudelliset lupakäsittelyt 21
 - 4.4 Velvoitetarkkailut ja muu seuranta 21
 - 4.5 Kalankasvatuslaitosten vaikutusten arviointi 22
- 5 Rantavyöhykkeen tilan arviointimenetelmiä 24**
 - 5.1 Levien kerääminen 24
 - 5.2 Vesikiikarin käyttö 25
 - 5.3 Sukeltaminen 25
 - 5.4 Kvantitatiivinen näytteenotto 26
 - 5.5 Valokuvaaminen ja videointi 27
 - 5.6 Ilmakuvaus 28
 - 5.7 Eläinyhteisöjen tutkimukset 28
 - 5.8 Muita menetelmiä 28
 - 5.9 Menetelmien tarkastelua 29
- 6 Yhteenveto 31**
- Kirjallisuus 32**
- Kuvailulehdet 42**

Toiminnallisesti rantavyöhyke käsittää vedenalaiset kasvi- ja eläinyhteisöt kasvillisuuden peittämällä pohjilla. Nämä pohjat tuottavat suurimman osan matalien vesialueiden tuotannosta. Kovilla pohjilla meressä (kalliot, kivet) kasvillisuus koostuu makroskooppisista levistä, pehmeillä pohjilla pääasiassa korkeammista vesikasveista. Makeissa vesissä makroskooppisia leviä on alhaisen suolapitoisuuden takia vähän. Järvenrantojen tuotanto onkin pääasiassa korkeampien vesikasvien tuotantoa. Paljaita pintoja, niin järvissä kuin meressäkin, peittää limamainen kerros: mikroskooppinen päällyksilevästö l. perifyton. Perifytonin tuotanto voi olla rantavyöhykkeessä hyvin merkittävää. Rantavyöhykkeen eläimet ovat joko alustansa kiinnittyneitä, kasvillisuuden seassa eläviä tai osittain vesipatsaassa vapaana uivia. Rantavyöhykkeen eliöstön koostumus vaihtelee paljon ympäristön morfologian (rannan suojaisuus, alusta, syvyys jne.) sekä abioottisten ja biologisten tekijöiden vaikutuksesta. Itämeressä suurin merkitys on abioottisilla tekijöillä kuten pohjan laadulla, aallokkoisuudella, suolapitoisuudella ja ravinteisuudella – lajit elävät alhaisen suolapitoisuuden takia sietokykynsä äärirajoilla. Lajien välisillä vuorovaikutussuhteilla on vähälajisessa Itämeressä pienempi merkitys eliöstöä määrävänä tekijänä.

Itämeri on sisämerialueena yksi maailman likaantuneimmista merialueista. Useiden teollisuusmaiden yhdyskunta- ja maatalousjätteet kuormittavat sitä jatkuvasti. Kuormitus keskittyy juuri ranta-alueille ja näkyy Itämeren rehevöitymisinä. Myös hyvin monissa järvissä on nähtävissä selvä rehevöitymiskehitys ravinteiden kuormittaessa niitä. Perinteisesti myös paikallinen vesistöjen virkistyskäyttö, asutuksen hajakuormitus ja teollisuuslaitosten jätevedet kohdistuvat juuri rannan läheisyyteen. Paikalliset ravinnetasapainon muutokset näkyvät yleistä rehevöitymistäkin selvemmin rantavyöhykkeessä.

Pitkäikäisenä ja alustansa kiinnittyneenä rantavyöhykkeen eliöstö kuvastaa rantavyöhykkeen tilaa paremmin kuin vapaan veden muuttujat, erityisesti pitkällä aikavälillä. Levät ottavat ravinteita ohivirtaavasta vedestä ja reagoivat esim. kasvua rajoittavan ravinteiden määrän muutoksiin. Levien ravinteiden oton ja ravinnetasapainon tutkimukset ovat pohjana selvitetessä, miten rantavyöhykkeen levästä heijastaa ravinnekuormitusta vedessä.

Vaikka ravinnelisyksen vaikutukset näkyvät selvästi rantavyöhykkeessä ja haitat ihmisille ovat suurimmat juuri ranta-alueilla, selkeät menetelmät kuormitettujen rantojen haitta-asteen ja pilaantuneisuuden arvioimiseksi puuttuvat nykyisin. Monissa velvoitetarkkailuissa ja haitta-arvioinneissa on käytetty perifytonlevyjen kasvustoja ranta-alueiden tilan arvioimiseen. Luonnonalustojen levästä kuormitetuilta alueilta ei juurikaan ole tietoa. Tällaisella tiedolla olisi paljon käyttöä, kun arvioidaan kuormitettujen alueiden tilaa sekä likaantuneisuuden aiheuttaman haitan suuruutta rantavyöhykkeessä.

Tämä selvitys on alustava kirjallisuuskatsaus työhön, jossa selvitetään rantavyöhykkeen kasvillisuuden soveltuvuutta rannan tilan ja rehevyyden arviointiin. Työn yhteydessä pyritään kehittämään menetelmä, jolla rannan pilaantumistasetta voitaisiin objektiivisesti arvioida rantavyöhykkeen eliöstön avulla esim. vesioikeudellisten lupakäsittelyiden yhteydessä. Selvitys on rajattu käsittelemään rantavyöhykkeen leviä, joten pehmeiden pohjien putkilokasvit, perifyton ja vapaan veden muuttujat (joita on tutkittu paljon) eivät ole mukana. Kirjallisuusselvitys on painottunut murtovesialueille, koska aiheesta tehdyt tutkimukset käsittelevät lähes kaikki rannikkoalueemme leväyhteisöjä. Sisävesien koviin pohjien levästä ei juurikaan ole tehty tutkimuksia. Selvityksessä olen koonnut tietoa makroskooppisten levien ravinnevaatimuksista, ravinnelisyksen vaikutuksista rantavyöhykkeen koviin pohjien eliöstöön ja jätevesien vaikutusten arvioinnissa käytetyistä menetelmistä.

Levien kasvua määräävät ympäristötekijät

Levien kasvuun ja esiintymiseen vaikuttavat mm. valon määrä ja laatu, veden ravinne- ja suolapitoisuus, lämpötila, fysikaalinen kulutus (aallokko, jäät), rannan muoto ja avoimuus, pohjan laatu, kilpailu muiden yksilöiden kanssa, kemialliset yhdisteet päästölähteistä ja muista eliöistä sekä leviä syövät eläimet (esim. Bokn 1975, Wallentinus 1976, Wetzel 1983, South ja Whittick 1987, Kautsky ja van der Maarel 1990, Viitasalo 1994). Korkeampien vesikasvien ympäristövaatimukset ovat jotakuinkin samat kuin makrolevien. Kiinnittymisalustakseen useimmat vesikasvit tarvitsevat pehmeän pohjan, johon kasvin juuret voivat kiinnittyä. Sedimentistä vesikasvit ottavat myös osan käyttämistään ravinteista.

2.1 Valo

Valo on talvisin merkittävin levien kasvua rajoittava ympäristötekijä. Kun valoa tarkastellaan rehevöitymisen kannalta, merkittävintä on valon väheneminen veden samentuessa (orgaaninen kuormitus, lisääntynyt kasviplanktonin määrä). Valon vähenemisellä on leville suoria fysiologisia vaikutuksia. Vähäisessä valossa ei koko perustuotantokykyä voida käyttää tehokkaasti. Kun valon määrä vähenee, levät sopeutuvat mahdollisimman tehokkaaseen valon ottoon; fotosynteesissä toimivien apupigmenttien (mm. karotenoidit) ja klorofyllin määrä lisääntyy. Tämä näkyy levien tummana värinä. Valon vähentyessä myös levien esiintymisraajat rantavyöhykkeessä nousevat, ja suurin osa leväbiomassasta keskittyy aivan pinnan lähelle. Vesirajassa levät altistuvat talvisin jäiden hankaukselle ja hyvin voimakkaalle valolle (Kautsky ym. 1986). Voimakas valo on vahingollisinta leville, jotka ovat sopeutuneet elämään syvällä, missä valoa on hyvin vähän. Liian voimakas valo vahingoittaa klorofylliä ja muita pigmenttejä vähentäen siten fotosynteesiä ja perustuotantoa (South ja Whittick 1987).

Myös valon laadulla on merkitystä, sillä eri levät käyttävät yhteyttämiseen valon eri aallonpituuksia. Lisääntynyt orgaaninen aines ja kasviplankton absorboivat valosta eri aallonpituuksia kuin kirkas vesi. Rannikkovesien rehevöityessä vesipatsaan valoabsorptio muuttuu lisääntyneen orgaanisen aineen takia. Keltaista ja punaista valoa tunkeutuu syvemmälle normaalin vihreän sijaan. Koska viherlevät käyttävät yhteyttämiseen juuri valon keltaisia ja punaisia aallonpituuksia, viherlevien valonkäyttö tehostuu veden rehevöityessä ja niiden osuus rannikkoalueilla kasvaa (Lobban ym. 1985, South ja Whittick 1987).

Veteen tunkeutuvan valon määrän väheneminen ja laadun muuttuminen veden rehevöityessä vaikuttavat rantavyöhykkeen levälajiston koostumukseen ja vyöhykkeesyyteen.

2.2 Ravinteiden otto

Levien kasvuun ja lisääntymiseen vaadittavista aineista tärkeimmät ovat hiili, happi, typi ja fosfori. Pieniä määriä tarvitaan myös esim. rikkiä ja metalleja kuten magnesiumia, rautaa, kuparia, mangaania, sinkkiä ja molybdeeniä. Ravinnepäästöjen yhteydessä veteen pääsee usein myös metalleja. Pieninä määrinä niillä ei ilmeisesti ole kasvua kiihdyttävää vaikutusta (Lobban ym. 1985, South ja Whittick 1987). Suurina annoksina metallit saattavat hidastaa kasvua ja siten pienentää lisääntyneiden ravinteiden vaikutusta.

Kiinnittyneenä kasvavien levien ravinneolot rantavyöhykkeessä saattavat olla hyvin erilaiset kuin vedessä läheisellä ulapalla. Yleensä kasviplankton on käyttänyt vedestä lähes kaikki ravinteet; makroskooppiset levät joutuvat ottamaan ja varastoimaan jäljelle jääneitä ravinteita. Sedimentistä tai rannanläheisistä kuormittajista saattaa kiinnittyneille leville vapautua paikallisesti suuriakin ravinnemääriä, jotka lisäävät kasvua.

Typen makrolevät ottavat vedestä joko ammoniumina ($\text{NH}_4\text{-N}$) tai nitraattina ($\text{NO}_3\text{-N}$) (Wetzel 1983, Lobban ym. 1985, South ja Whittick 1987). Talvisin suurin osa meriveden epäorgaanisista typpiyhdisteistä on nitraattia. Talvella ja alkukevällä yleisinä esiintyvien lajien kuten *Monostroma grevillei* ja *Urospora* sp.:n typen otto perustuukin lähes yksinomaan nitraatin ottoon. Monivuotiset lajit taas varastoivat myöhään syksyllä ja talvella paljon nitraattia; ravinteita riittää varastoon, kun kilpailu on vähäistä ja ravinteita on vedessä paljon (Wallentinus 1984a). Kesällä yli puolet tyydestä otetaan ammoniumina, jota eläimet erittävät runsaasti veteen. Ammonium on energeettisesti leville edullisin tapa ottaa vedestä tyypeä, ja korkeat ammoniumpitoisuudet inhiboivatkin nitraatin ottoa useilla levillä (Lobban ym. 1985, Vymazal 1987). Kesäisille yksivuotisille lajeille, kuten *Dictyosiphon foeniculaceukselle* ja *Enteromorpha*-lajeille, ammonium on tärkein typen lähde. Koska ravinteiden otto ja levien kasvu on nopeinta juuri kesäaikaan, on ammonium kokonaisuudessaan merkittävin typen lähde leville.

Fosforin levät saavat vedestä pääosin fosfaatti-ioneina ($\text{PO}_4\text{-P}$). Pienempiä määriä otetaan myös epäorgaanisina polyfosfaatteina ja orgaanisina fosforiyhdisteinä (Lobban ym. 1985). Fosfaattipitoisuudet vedessä ovat kesällä lähes olemattomia kevään leväkukintojen kulutettua vedestä vapaana olevat ravinteet. Pitoisuudet alkavat kasvaa vasta myöhäiskesällä ja syksyllä kuolevien eläinten ja kasvien myötä. Suurimmillaan pitoisuudet vedessä ovat veden sekoittuessa keväisin ja syksyisin.

Kesällä ravinteet ovat tärkeä levien kasvua rajoittava ympäristötekijä. Ravinnepitoisuudet vedessä ovat hyvin alhaisia, sillä suuri osa vapaana olevista ravinteista otetaan kasvisoluihin. Ravinteiden ottonopeuteen vaikuttavat veden ravinnepitoisuuksien lisäksi myös muut ympäristöolosuhteet kuten veden virtausnopeus (Wheeler 1980) ja valo. Korkea valomäärä lisää ravinteiden ottonopeutta suurissa levätiheyksissä – valo on siis rajoittavana tekijänä tiheässä, ei ravinteiden rajoittamassa levämassassa (Vymazal 1987).

Levien ravinteiden otto riippuu pääasiassa veden ravinnepitoisuuksista. Esim. kesällä pitoisuuksien ollessa hyvin alhaisia levien ottama ravinnemäärä on pieni. Toisaalta taas veden ravinnepitoisuudet voivat olla alhaisia juuri levien tehokkaan ravinteiden oton takia. Ravinnekonsentraation kasvaessa levien ravinteden ottonopeus lisääntyy tiettyyn maksimiin asti. Ravinteiden varastointiin kykenemättömät levät (monet yksisoluiset) eivät pysty tehokkaampaan ravinteiden ottoon vaikka ravinnepitoisuus vedessä kasvaisikin. Makrolevät voivat käyttää tehokkaasti hyväkseen satunnaisia ravinnepitoisuuden nousuja. Ne lisäävät solukonsa ravinnepitoisuutta ja varastoivat ravinteita. Tällä varastolla tuetaan kasvua aikana, jolloin ravinteita ei ole saatavilla (Wallentinus 1981, 1984a, South ja Whittick 1987).

Levien ravinteiden ottoa voidaan tutkia mittaamalla ravinnehäviötä tunnetusta vesimäärästä tai lisäämällä veteen merkkiainetta (esim. ^{15}N) ja vertaamalla sen ottonopeutta todelliseen ravinteiden ottoon (Harlin ja Wheeler 1985, Lobban ym. 1985, O'Brien ja Wheeler 1987). Arvioitaessa ravinteiden ottonopeuksia luonnossa on otettava huomioon se osuus, jonka kasviplankton ja bakteerit ottavat sekä se, että ravinnekonsentraatiot sedimentin pinnalla saattavat olla suurempia kuin vapaassa vedessä. Pohjaeläinten erityis ja sedimentin "ravinnemuoto" (esim. ammonium ja fosfaatit) keskittyvät juuri sedimentin läheiseen veteen. Myös kiinnittyneiden eläinten ravinteiden erityis vaikuttaa paljon levästöön. Mm. sinisimpukan, *Mytilus edulis*, on todettu lannoittavan levävyöhykettä kovilla pohjilla (Kautsky ja Wallentinus 1980). Veden ravinnepitoisuuden perusteella arvioidut levien ottonopeudet saattavat siis olla huomattavasti todellista pienemmät (Wallentinus 1984a).

Levien morfologialla on myös suuri vaikutus ravinteiden ottonopeuteen. Runsaasti haaroittuneilla tai karvaisilla opportunistisilla muodoilla (esim. *Cladophora glomerata* ja *Enteromorpha* sp.) on suuri pinta-ala tilavuuteensa nähden. Ne pystyvät ottamaan ravinteita jopa 10 kertaa nopeammin kuin esim. rakkolevä (Leskinen ym. 1992) ja kasvavat nopeasti. Usein ne kykenevät myös ottamaan ravinteita hyvin alhaisissa pitoisuuksissa ja ovat siksi erittäin tehokkaita ravinteiden hyödyntäjiä. Karkeampirakenteisilla levillä, jotka usein ovat monivuotisia (esim. rakkolevä), aineiden kuljetus on hitaampaa ja pinta-alan suhde tilavuuteen pienempi. Tämä hidastaa ravinteiden ottoa vedestä ja heikentää lajien kilpailukykyä äkillisesti kohonneissa ravinnepitoisuuksissa. Pitkällä aikavälillä monivuotisilla lajeilla on etuna suuri koko ja kyky varastoida ravinteita huonoja aikoja varten (Wallentinus 1984b).

2.3 Rajoittavat ravinteet

Vaikka levien kasvunopeus on riippuvainen veden ravinnepitoisuudesta, ei yhden ravinteen saatavuus vielä takaa kasvua. Levillä, kuten muillakin kasveilla, toimii nk. minimiravinneperiaate (Lobban ym. 1985, South ja Whittick 1987). Kaikkia elintoiminnoille tärkeitä ravinteita tarvitaan oikeissa suhteissa. Ravinne, jota suhteessa tarvittavaan määrään on vähiten, on kasvua rajoittava ravinne.

Tärkeimpiä ravinteita, hiiltä, typpeä ja fosforia, makrolevien on todettu tarvitsevan valtamerissä optimikasvun saavuttaakseen atomisuhteessa 550:30:1 (Atkinson ja Smith 1983). Makrolevien suhde poikkeaa selvästi kasviplanktonille määritetystä optimisuhteesta 106:16:1 (nk. Redfield-ratio). Makrolevät tarvitsevat siis huomattavasti enemmän typpeä kuin kasviplankton. Ero on niin suuri, että se on ekologisestikin merkittävä; tyyppi on kiinnittyneillä levillä useammin kasvua rajoittava ravinne kuin kasviplanktonilla (Atkinson ja Smith 1983). Vesikasvien tarvitsema ravannesuhde C:N:P on sama kuin makrolevillä eli 550:30:1 (Atkinson ja Smith 1983). Itämeressä makrolevillä ei ole tehty tutkimuksia ravinteiden ottosuhteista optimikasvun saavuttamiseksi. Oletettavasti parhaimpaan kasvuun päästäkseen levät tarvitsevat ravinteita vastaavissa suhteissa kuin valtamerissä.

Meressä voivat sekä fosfori (Herbst 1969, Wong ja Clark 1976, Atkinson ja Smith 1983) että tyyppi (Lobban ym. 1985, Fujita ym. 1989, Dodds 1991) rajoittaa makrolevien kasvua. Valtamerissä veden N:P-suhde on keskimäärin 12–25:1 (Wheeler ja Björnsäter 1992). Koska suhde on selvästi alle makrolevien optimin (30:1), tyyppi on usein levien kasvua rajoittava ravinne. Itämeressä Ruotsin rannikolla mm. Kautsky ja Wallentinus (1980) ovat todenneet makrolevien käyttävän ravinteita suhteessa 360:18:1. Pienempi N:P-suhde optimiottosuhteeseen (30:1) verrattuna kuvastaa veden ravannesuhteita; varsinaisen Itämeren alueella levien kasvua rajoittaa tyyppi (Wallentinus 1979, Viitasalo ym. 1992). Pohjanlahden pohjoisosissa joet tuovat tyypipitoista vettä (Pitkänen ym. 1988, Persson 1990, Pitkänen 1994) ja rajoittavana ravinteena on useimmiten fosfori (Kautsky 1993). Myös makeissa vesissä fosfori on typpeä useammin levien kasvua rajoittava ravinne (Wetzel 1983). Kesällä veden ravinnepitoisuudet ovat hyvin alhaisia ja vaihtelevat mikroympäristöissä niin paljon, että usein levien kasvua rajoittavaa ravinnetta on hyvin vaikea määrittää lyhyelläkin ajalla. Paremman ja pidempiaikaisen kuvan levien tilasta antaa solukon ravinnepitoisuus. Tällöin tulevat esiin myös soluihin varastoidut ravinteet ja niiden vaikutus kasvuun.

2.4 Ravinteiden varastointi

Solukon ravinnepitoisuus voi vaihdella hyvin paljon levälajien välillä (Lobban ym. 1985, Wheeler ja Björnsäter 1992). Yksivuotisilla levillä solukon vapaa ravinnesisältö on suurempi kuin monivuotisilla. Koska yksivuotiset levät eivät kykene varastoimaan ravinteita monimutkaisiksi yhdisteiksi, niiden solukossa on oltava jatkuvasti paljon vapaita ravinteita. Korkeimmat typpipitoisuudet meressä on tavattu punalevivästä ja alhaisimmat monivuotisten ruskolevien vanhoista osista (Kornfeldt 1982). Monivuotisten levien ravinnepitoisuudet (erityisesti fosfori) ovat korkeimmillaan alkukevällä, kun talvella varastoitua ravinteita ei ole vielä ehditty käyttää. Juuri nämä talvella varastoidut ravinteet ovat monivuotisten lajien kilpailuetu leväyhteisössä (Wallentinus 1981, 1984a).

Solunsisäiset ravinnepitoisuudet vaihtelevat paljon myös lajin sisällä ajallisesti ja alueellisesti. Pitkällä aikavälillä levien solukon ravinnepitoisuudet riippuvat ympäristön ravinnepitoisuudesta. Ravinteiden lisääntyessä solun sisäinen ravinnepitoisuus kasvaa ensin suoraan verrannollisesti veden ravinnemäärään. Hyvin korkeissa ravinnepitoisuuksissa ei levien aineenvaihdunta kykene käsittelemään eikä varastoimaan enempää ravinteita (Wallentinus 1981).

Koska solukon sisäiset ravinnesuhteet ratkaisevat lopulta kasvun nopeuden, on solunsisäinen N:P-suhde hyvä kasvupotentiaalin ja ravinnerajoittuneisuuden mittari. Esim. mereisille viherleville on määritetty solukon optimaaliseksi N:P-suhteeksi noin 12-16:1 (Wheeler ja Björnsäter 1992). N:P-suhteen alittaessa sen (tässä tapauksessa <12:1) tyyppi rajoittaa kasvua ja ylittäessä (>16:1) fosfori. Lajien välillä erot ovat huomattavan suuria ja optimiravinnepitoisuudet hyvin erilaisia.

Yksivuotisilla viherlevillä (mm. *Cladophora glomerata*) solukon N:P-suhde vaihtelee suuresti ajan ja paikan mukaan (N:P=8-66) (Wallentinus 1981). Yksivuotisilla lajeilla on paljon vapaata tyypeä soluissaan ja N:P-suhteet korkeita; keväisin erityisesti sisäsaaristoon tulevat runsaasti tyypeä sisältävät valumavedet nostavat viherlevien N:P-suhdetta huomattavasti. Kevällä fosfori onkin usein rajoittavana ravinteena. Ulkosaa-ristossa tilanne on usein päinvastainen: keväiset kasviplanktonkukinnat käyttävät vedestä lähes kaiken typen, ja tyyppi rajoittaa keväisin ja kesäisin yksivuotisten levien kasvua. Syksymmällä kasvua rajoittaa jälleen helpommin fosfori (Wallentinus 1981).

Monivuotisten levien N:P-suhteet ovat huomattavasti alhaisemmat kuin yksivuotisten. Tämä johtuu monivuotisten levien kyvystä varastoida erityisesti fosforia monimutkaisiksi fosfaattiyhdisteiksi. Monivuotisilla levillä kuten *Fucus vesiculosus* solukon N:P-suhde ei ole riippuvainen veden ravinnepitoisuudesta (varastoituneet ravinteet) eikä siis lyhytaikaisia ajallisia ja alueellisia muutoksia ole havaittavissa (Wallentinus 1981).

Solukon ravinnepitoisuudet kuvastavat hyvin levän fysiologista tilaa ja kasvupotentiaalia. Esim. Ruotsin luonnonmukaisten rannikkoalueiden tilan seurannassa (Persson ym. 1991, Engkvist ja Persson 1993, Tobiasson 1993) tätä tietoa on käytetty. Tutkittavista levistä mitataan muiden seurattavien muuttujien ohella kokonaishiili, -typpi ja -fosforimäärät.

Koska Itämeren ulkosaa-ristossa levien kasvua rajoittaa luonnostaan tyyppi, alueelle johdetuilla typpipitoisilla jätevesillä on erityisen suuri vaikutus alueen leväkasvustoon. Pienetkin typpimäärät (myös ilman kautta tuleva typpilaskeuma) lisäävät kasvua huomattavasti. Sisäsaaristossa, jo rehevöityneillä alueilla ja useimmissa makeissa vesissä tilanne ei ole niin akuutti, koska tyypeä tulee "luonnostaan" sulamisvesien mukana ja rantavesissä sitä on enemmän kuin levät pystyvät käyttämään. Tälle alueelle lisätyt typpipitoiset jätevedet eivät lisää leväkasvua, koska fosfori on rajoittavana ravinteena.

Ravinnekuormituksen vaikutukset rantavyöhykkeen leväyhteisöihin

Rehevöitymisellä tarkoitetaan lisääntyneen ravinnekuormituksen aiheuttamaa tuotannon kasvua vesiekosysteemeissä (Wetzel 1983, Lobban 1985, Tamminen 1990). Paikallisesti rehevöitymistä saattavat aiheuttaa luonnolliset prosessit kuten ravinteiden kumpuaminen syvävedestä tai vapautuminen sedimentistä. Selvästi eniten vesiämme rehevöittää kuitenkin ihmisen toiminta. Jokien mukana pelloilta huuhtoutuu mereen paljon ravinteita (hajakuormitus), ja asutuksen sekä teollisuuden jätevedet kuormittavat yksittäisiä vesialueita (pistekuormitus) (Pitkänen ym. 1988, Pitkänen 1994). Paikallisia rehevöittäjiä ovat kalankasvatuslaitokset, varsinkin Saaristomerellä. Niiden fosforipäästöt ovat kokonaisuudessaan lähes kaksinkertaiset asutuksen jätevesien fosforimäärään verrattuna (Jumppanen ja Mattila 1994). Merkittäviä merialueiden yleisen rehevöitymisen kannalta ovat myös ilman kautta tulevat typpilaskeumat (Hinga ym. 1991). Esim. ihmisen aiheuttamasta typpikuormasta varsinaiselle Itämerelle 35 % tulee ilmasta (Tobiasson 1993). Selkämerellä yli puolet kokonaisuormasta tulee ilmasta (Nordisk Ministerråd 1990, Wulff ym. 1994). Siten myös liikenteen pakokaasut kytkeytyvät tiiviisti merten tilaan.

3.1 Hajakuormituksen vaikutus luonnontilaisilla murtovesialueilla

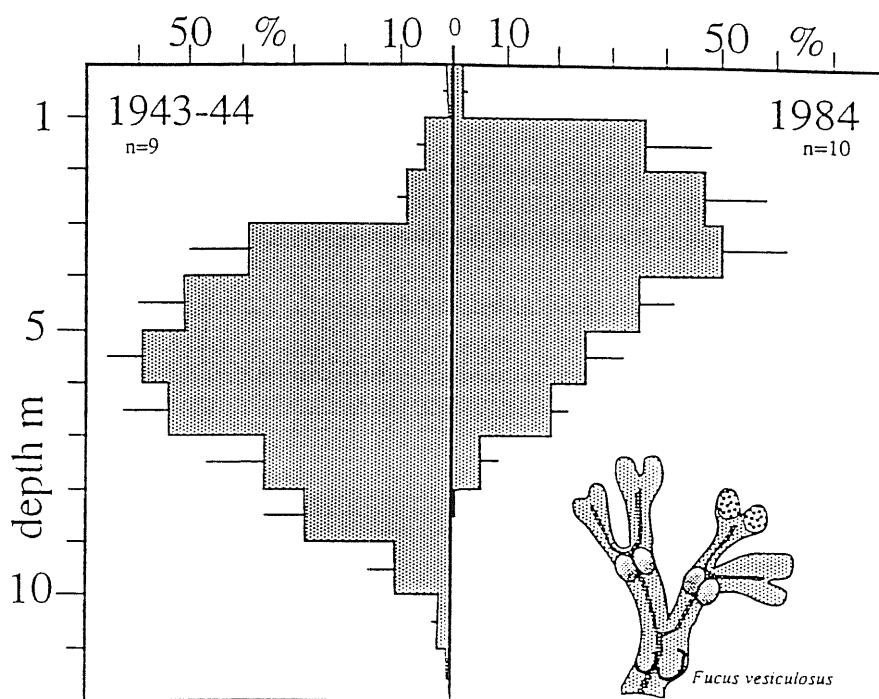
Ravinnekuormituksen vaikutuksia levävyöhykkeessä on tutkittu lähinnä nk. luonnontilaisilta alueilta. Vaikka Itämeressä ei varsinaista luonnontilaista aluetta enää ole, käytän termiä tässä alueista, jotka eivät ole pistekuormittajien välittömän vaikutuksen alaisina. Ravinteet tulevat luonnontilaisille alueille lähinnä hajakuormituksena. Tieto levävyöhykkeiden reaktioista ravinnekuormitukseen varsinaisesti likaantuneilta alueilta on hyvin puutteellista ja koskee lähinnä lajiston kvalitatiivisia muutoksia.

Rantavyöhykkeen rehevöityminen vaikuttaa monella tasolla. Kasvien tuotannon kasvu vaikuttaa kasviyksilöiden fysiologiaan ja morfologiaan. Yksilötasolta on suora vaikutus populaatioon sekä muihin kasvi- ja eläinlajeihin. Rehevöityminen muuttaa siis koko eliöyhteisöä.

Rantavyöhykkeen tuottajayhteisöjen kasvua rajoittavat lähes aina ravinteet. Kun ravinteiden saatavuus paranee, makroskooppisten levien perustuotanto kasvaa aivan kuten kasviplanktoninkin. Perustuottajien kuollessa hajotettavan orgaanisen aineen määrä on suuri eikä pohjan läheisen veden happi riitä levämassan hajotukseen. Täten levät saattavat kasautua paksuiksi patjoiksi pohjan lähelle. Rihmamaisten levien muodostamia irtonaisia lauttoja on raportoitu ainakin Turun saaristosta. Useat yksivuotiset levät, mm. *Cladophora glomerata*, *Stictyosiphon foeniculaceus*, *Polysiphonia* sp., *Rhodomela confervoides*, *Sphacellaria arctica*, *Pilayella littoralis*, *Furcellaria lumbricalis* ja *Ceramium tenuicorne* muodostavat paksuja mattoja, jotka peittävät alleen muuta eliöyhteisöä. Paksu matto estää hapen saannin ja aiheuttaa happikadon pohjan läheisissä vesissä. Vähentynyt happi ja muodostuva rikkivety (H_2S) tappavat erityisesti pohjaeläimiä ja haittaavat kalojen kutemista (Bonnsdorff 1992, Jumppanen ja Mattila 1994).



Kuva 1. Veden rehevöityessä lisääntyy rakkolevän päällä kasvavien rihmamaisten levien määrä.



Kuva 2. Lisääntyneestä kasviplanktonin kasvusta aiheutuva samentuminen siirtää levien alarajaa ylemmäksi. Kuvassa 1940- ja 1980-luvuilla tutkittujen rakkolevvyöhykkeiden peittävyysprosentteja eri syvyyksillä Ahvenanmerellä Ruotsissa (Kautsky ym. 1986, Kautsky 1993).

Ravinnelisäyksestä hyötyvät erityisesti rihmamaiset viherlevät (esim. Bokn 1979, Kangas ym. 1982, Salemaa ja Kangas 1984, von Wachenfeldt ym. 1986, Pogreboff ja Rönnberg 1987, Jespersen ym. 1989, Kautsky 1993). Opportunistisina lajeina ne pystyvät hyödyntämään tehokkaasti nopeatkin ravinnepulssit ja lisäävät siten kvantitatiivisesti osuuttaan leväyhteisöissä. Monivuotiset lajit häviävät kilpailussa ja peittyvät epifyyttien alle (Kangas ym. 1982) (Kuva 1). Tämä johtaa leväyhteisön lajistollisiin muutoksiin: sini- ja viherlevät lisääntyvät, puna- ja ruskolevät vähenevät. Kokonaisuudessaan lajimäärä pienenee (Brown ym. 1990), kuten myös yhteisön monimuotoisuus.

Myös kasviplanktonin tuotanto kasvaa ravinteiden lisääntyessä. Siitä johtuva samentumisen lisääntyminen vähentää valon tunkeutumista veteen ja vaikuttaa siten esim. makrolevien esiintymissyvyyksiin. Kun valoa on vedessä vähemmän, eivät levät kasva enää niin syvälle kuin aikaisemmin. Esimerkiksi rakkolevän optimaalinen kasvusyvyys Tukholman saaristossa 1940-luvulla oli 5–6 m:n kohdalla, mutta 1980-luvulla rakkolevä kasvoi harvoin yli 5 m:n syvyydessä optimikasvusyvyys ollessa 3–4 m (Kautsky ym. 1986) (Kuva 2). Viime vuosina kehitys on jatkunut samansuuntaisena, ja monissa paikoissa rakkolevä kasvaa parhaiten noin 2 m:n syvyydessä. Näin lähellä vesirajaa jää repii sekovarret helposti irti. Kehitys on kulkenut samaan suuntaan myös Suomen rannikolla esim. Tvärminnen saaristossa (Pentti Kangas, Suomen ympäristökeskus; suullinen tiedonanto).

Veden yleinen rehevöityminen ja lisääntyneestä kasviplanktonista ja orgaanisesta aineesta johtuva samentuminen näkyvät myös rakkolevän esiintymisrajan siirtymisenä ulkosaaristoon päin (Peussa ja Ravanko 1975, Jumppanen ja Mattila 1994). Levät eivät tule toimeen sisäsaariston vähemmän virtaavissa vesissä, joissa orgaanisen aineen määrä vedessä ja kallioiden pinnalla on suurempi kuin ulkosaaristossa. Myös levien selkeä vyöhykkeisyys muuttuu yhteisörakenteen järkkyyessä. Jokin vyöhyke saattaa puuttua tai vyöhykkeet ovat heikosti kehittyneitä. Vyöhykkeet saattavat muuttua myös laikuttaisiksi (Lindgren 1975).

Lisääntyneet ravinnemäärät muuttavat myös levien morfologiaa. Kohtuullinen ravinnelisäys aiheuttaa kasviyksilöiden (myös monivuotisten lajien kuten *Fucus vesiculosus*) koon kasvun. Myöhemmin itsevarjostuksen ja epifyyttien lisääntyessä yksilöiden koko pienenee ja muitakin morfologisia ja kemiallisia muutoksia (esim. kemiallinen puolustuksen järkkymistä) saattaa esiintyä.

Kasviyhteisöjen muutokset vaikuttavat suoraan eläinyhteisöihin. Kasvibiomassan kasvaessa kasviplanktonia suodattavat (mm. *Mytilus edulis*) (Kautsky 1993) ja leviä ravintonaan käyttävät eläimet (mm. *Idotea* sp. ja *Hydrobia* sp.) lisääntyvät (Cederwall ja Elmgren 1980, Haahtela ja Lehto 1982, Kangas ym. 1982, Hällfors ym. 1984, Salemaa ja Kangas 1984, Wallentinus 1986, Kautsky 1993). Koska eläinten suosimat monivuotiset levät, kuten *Fucus vesiculosus*, vähenevät, yksittäisten levien eläinkuorma kasvaa ja niitä syödään entistä tehokkaammin. Levät joutuvat myös kilpailemaan tilasta kiinnittyneiden eläinten (esim. merirokon *Balanus improvisus* ja leväruven *Electra crustulenta*) kanssa (Kangas ym. 1982, Hällfors ym. 1984).

Rakkolevä (*Fucus vesiculosus*) on eräs olennainen osa Itämeren ekosysteemiä. Rakkolevästön muutoksista ja kunnosta on tullut yksi yleisimmin käytetyistä rehevöitymisen indikaattoreista. Rakkolevän häviäminen rannikoltamme 1970-luvun lopulla herätti yleisön ymmärtämään rannikkovesiemme tilaa. Vuoden 1976 voimakas suolapulssi toi mukanaan ravinteita, jotka olivat kertyneet syvänteisiin. Kummuteissaan pintavesiin ravinteikas vesimassa loi ihanteelliset olosuhteet rihmalevien kasvulle. Rakkolevän päällä kasvavien levien määrä kasvoi, jolloin levät alkoivat varjostaa rakkolevää kilpaillen samalla ravinteista sen kanssa. Rihmalevien määrän kasvaessa myös niissä laiduntavien eläinten määrä (mm. *Idotea* sp.) lisääntyi. Liikalaidunnuksen vuoksi epifyttiset levät vähenivät, mutta eläimet siirtyivät syömään rakkolevää huonontaan sen kuntoa. Epifyttisten levien ja eläinten paino rasitti myös rakkolevää, jolloin se painui pohjaan (Haahtela ja Lehto 1982) ja irtosi helpommin alustastaan. Kun veden orgaanisen aineen (irronneet levät, kasviplankton) määrä kasvoi ja sedimentaatio lisääntyi, ei rakkolevän

tsygooteille löytynyt enää paljasta kalliopintaa, johon ne olisivat voineet kiinnittyä. Rakkolevän tuho oli rannikollamme paikoitellen lähes täydellinen (Haahtela ja Lehto 1982, Kangas ym. 1982, Mäkinen ym. 1984). 1980-luvun alussa rakkolevä palasi osittain entisille kasvualueilleen (Kangas ja Niemi 1985).

3.2 Vaikutukset kuormitetuilla murtovesialueilla

3.2.1 Levien fysiologiset muutokset

Ennen kuin ravinnelisyys näkyy levälajiston koostumuksen muutoksina, se voidaan havaita levien fysiologisina muutoksina. Fysiologiset muutokset heijastuvat usein myös levien morfologiaan ja myöhemmin lajin ekologiaan. Levät sopeutuvat esim. alhaiseen valoon lisäämällä pigmenttimääriä, mikä näkyy levien tummana värinä (South ja Whittick 1987). Tämä fysiologinen sopeutuma tehostaa fotosynteesiä ja parantaa lajin ekologista selviytymiskykyä. Myös hengitys ja muu aineenvaihdunta muuttuvat ravinnekuormituksen vaikutuksesta (Hellenbrand 1977).

Morfologisia muutoksia todettiin mm. Tukholman lähellä tehdyssä tutkimuksessa (Pekkari 1973), jossa tutkittiin pehmeän pohjan lajin *Chara aspera* muutoksia. Lähesyttäessä Tukholman saaristoa lajin ulkonäkö muuttui huomattavasti. Kun laji yli 50 km:n päässä Tukholman keskustasta oli normaalisti kehittynyt, havaittiin 30–25 km:n päässä lajin morfologian muuttuneen: yksilöt olivat kuorellisia vain varresta ja haarat olivat epänormaalisti pidentyneitä. Alle 25 km:n päässä Tukholmasta olivat *Chara aspera* -yksilöt kutistuneet niin pieniksi, että lajia tuskin tunnisti.

Leväyksilöiden biomassamuutokset ovat eräs selvä merkki rehevöitymisestä. Biomassan muuttuminen huomataan selvästi ennen kuin muutokset näkyvät yhteisön lajikoostumuksessa (Kautsky 1991). Levät esim. muuttuvat kitukasvuiksi ennen kuin häviävät tai irtoavat alustastaan biomassan kasvaessa.

3.2.2 Yhteisön lajistomuutokset

Leväyhteisön lajistomuutokset ovat selviä pahoin saastuneilla paikoilla, mutta näkyvät huonommin vain vähän rehevöityneillä alueilla. Eräs selkeä rehevöitymisen merkki on yksi- ja monivuotisten lajien runsaussuhteiden muuttuminen (Kautsky 1988). Kun veden ravannesuhteet muuttuvat tyypipitoisten jätevesien vaikutuksesta, yksivuotiset viherlevät lisääntyvät sekä rantavyöhykkeessä että monivuotisten lajien epifyytteinä. Viherleville on tyypillistä rihmamainen tai levymainen ulkomuoto, suuri pinta-ala suhteessa tilavuuteen, tehokas ravinteiden otto ja nopea elinkierto. Nämä nopeammat lajit vievät ravinteet ja kiinnittymisalustan monivuotisilta lajeilta, jotka hitaampina häviävät. Joillakin alueilla saattavat myös normaalisti syvällä esiintyvät punalevät lisääntyä rantavyöhykkeessä. Tämä indikoi rajoittunutta valon tunkeutumista esim. lisääntyneen kasviplankton tuotannon takia (Kautsky 1991).

Paikalliset päästöjen vaikutukset ovat selkeimmät *Fucus*-vyöhykkeessä. Mm. Bokn (1978) on todennut Norjassa, että rakkolevän esiintymissyvyyttä ja peittävyysprosentteja tarkastelemalla saadaan yleensä selvä kuva rannan tilasta. Ruotsissa Kautsky (1991) ja Kautsky ym. (1992) ovat todenneet, että rakkolevä katoaa täydellisesti päästölähteen läheltä myrkkujen, veden värjäytymisen ja samentumisen vuoksi (esim. puunjalostusteollisuuden ligniinipäästöt aiheuttavat tällaista). Tilalle tulee pääasiassa myrkkyjä kestäviä viherleviä kuten *Enteromorpha* sp. Kauempana päästölähteestä rakkoleväyksilöt ovat kitukasvuisia ja epifyyttien vaivaamia. Rakkolevän esiintymissyvyys on alentunut, eikä kunnollista vyöhykettä ole löydettävissä. Koska tutkimus on tehty Pohjanlahdella, ovat tulokset vertailukelpoisia myös Pohjanlahden Suomen puoleisten osien kanssa.

Rakkolevien puuttuminen joltakin alueelta voi olla myös sidoksissa myrkyllisten aineiden päästöihin tai veden sameuteen – ei välttämättä ravinnelisäykseen (Kautsky ym. 1992). Rakkolevä on hyvin herkkä erityisesti klooratuille yhdisteille, jotka ovat peräisin paperiteollisuuden valkaisuprosesseista. Esimerkiksi rakenteellisesti samankaltainen klooraatti-ioni voi korvata nitraattitypen ja estää näin normaalin ravinteiden saannin. Paperiteollisuuden jätevesien purkualueilta rakkolevät puuttuvat laajoilta alueilta täysin (Rosemarin ym. 1986, Kautsky 1991). Ruotsissa on todettu myös muiden ruskolevälaajien, kuten *Chorda filum*, *Ectocarpus siliculosus* ja *Pilayella littoralis*, reagoivan herkästi klooraatteihin (Lehtinen ym. 1988).

Vaikka veden ravinteiden lisääntyessä levälajisto muuttuu usein selvästi, myös luontaiset vaihtelut on otettava huomioon. Lajien vuosittaiset vaihtelut saattavat olla luonnostaan suuria. Tiettyinä vuosina esim. ruskoleviä esiintyy enemmän kuin aikaisemmin (“brown algal year”), vaikkei mitään selvää syytä ole todettavissa (Hällfors ja Heikkonen 1992). Erityisesti rihmalevästön muutokset ovat suuria ja nopeita, eikä syitä aina saada selville. Tällöin lajeilla ei juurikaan ole indikaatioarvoa rehevöitymisen suhteen. Yleensä saadaan sitä luotettavampi tulos mitä pidemmällä aikavälillä lajistoa ja sen muuttumista tarkastellaan.

Kautsky ym. (1988) ovat työssään tarkastelleet lajiston muuttumista Pohjanlahdella paperitehtaan jätevesipäästöjen seurauksena. Tehdas kuormitti ympäristöönsä lähinnä orgaanisella aineella, siihen sitoutuneilla klooriyhdisteillä sekä fosforilla ja typellä. Työssään he totesivat rantavyöhykkeen lajimäärän ja biomassan kasvavan etäisyyden kasvaessa päästölähteestä. Kasvit tunkeutuvat myös sitä syvemmälle mitä paremmin valo tunkeutuu veteen. Myös levien kokonaispeittävyys lisääntyy puhtaammille alueille siirryttäessä. Päästölähteen läheinen lajisto koostui pääasiassa levistä kuten *Vaucheria* sp. ja *Cladophora aegagropila* sekä *Lymnea*-suvun kotiloista ja *Cordylophora caspia*-runkopolyypista. Orgaanisen aineen ja klooriyhdisteiden laimentuessa, eli etäisyyden kasvaessa päästölähteestä, lajisto monipuolistui ja kokonaisbiomassa kasvoi. Muutaman kilometrin päässä alkoi esiintyä lajeja kuten *Macoma baltica*, *Hydrobia*-kotiloita, punaleviä (*Polysiphonia*, *Ceramium*) sekä *Chara*-lajeja. Vasta 12 km:n päässä voitiin todeta “normaali” lajisto: useita makrolevälajeja (mm. *Fucus vesiculosus*) ja näiden mukana runsas eläimistö (mm. *Gammarus* sp.). Vastaavia tuloksia lajiston vähenemisestä paperitehtaan vaikutusalueella ovat Suomen rannikolla Kaskisissa saaneet Pogreboff ja Rönnberg (1987).

3.2.3 Saprobialuokittelu

Saprobialuokittelu on lähes ainoa sopiva menetelmä, jossa kuormitettujen ja likaantuneiden merenrantojen lajistomuutoksia on käytetty alueen tilan arvioinnissa. Järjestelmä pohjautuu Keski-Euroopan jokivesien tilan arviointiin (Kolkwitz ja Marsson 1908, 1909). Orgaanisen aineen ja ravinnekuormituksen vaikutukset päästölähteen alapuolisessa vesistössä pienenevät hitaasti veden laimentuessa (itsepuhdistuskyky). Päästölähteen vaikutukset näkyvät eliöyhdyskuntien lajikoostumuksen muuttumisena. Tällöin voidaan määrittää eliöyhdyskuntia, jotka ovat tyypillisiä juuri tietynasteiselle kuormitukselle ja puhdistumiselle.

Suomen ja Itämeren oloihin saprobiajärjestelmän on soveltanut professori Ernst Häyrén 1920-luvulla (Häyrén 1921, 1933, 1937, 1944). Hän laati luettelon kasveista ja levistä, joita murtovedessä voitaisiin käyttää saprobisuuden indikaattorilajeina (pääasiassa *Enteromorpha*-levät). Saprobialuokittelun hän kuitenkin perusti kasviyhdyskuntien lajikoostumuksen muutoksiin veden saprobisuuden muuttuessa. Saprobisuudella prof. Häyrén käsitti veden “likaantumista” ja veteen tulevan orgaanisen aineen määrää. Samalla hän oletti myös perustuottajien käytettävissä olevien ravinteiden lisääntyvän. Laajan yhteenvedon Suomen rannikon ranta-alueiden tutkimuksista leväyhteisöjen avulla, painottuen erityisesti saprobialuokitukseen, ovat tehneet Hällfors ym. (1987).

Myöhemmin saprobialuokittelua ovat työssään käyttäneet mm. Ray (1974), Maa ja Vesi (1976) ja Viitasalo (1984, 1985, 1988, 1990, 1994) Helsingin vesialueiden tilan arvioinnissa sekä Munsterhjelm (1980, 1983, 1986) ja Koistinen (1989) Hangon alueella.

Viitasalo (1985) päätyi tutkimuksissaan Helsingin vesialueilla seuraavaan alueiden jaotteluun:

- 1) polysaprobinen (voimakkaasti likaantunut)
- 2) alfa-mesosaprobinen (likaantunut)
- 3) beta-mesosaprobinen (lievästi likaantunut)
- 4) alfa-oligosaprobinen (häiriintynyt)
- 5) beta-oligosaprobinen (lievästi häiriintynyt)
- 6) katarobinen (luonnontilainen)

Hän myös pyrki vähentämään menetelmän subjektiivisuutta ja kehitti numeerisen menetelmän näytenäytteiden saprobisuuden laskemiseksi. Kerätystä aineistosta arvioidaan lajien runsaudet prosenttasteikolla, lajeille määritetään lajikohtaiset saprobisuusindeksit, ja vähäisenä esiintyvien lajien merkitystä korostetaan nk. kuutiojuurimuunnosta käyttäen. Lopputuloksena saadaan näytenäytteille saprobia-arvo, joka kuvaa alueen "likaantumisen" tilaa.

Viitasalo (1985) on kuvannut työssään yksityiskohtaisesti saprobialuokkien eliöstöä. Tämä on yksi harvoista yrityksistä määrittää yleisesti likaantuneiden merialueiden kasviyhdyskuntia.

Polysaprobiset alueet (voimakkaasti likaantunut)

Korkeampia kasveja tai eläimiä ei esiinny.

Alfa-mesosaprobinen alue (likaantunut)

Tärkeimmät lajit ovat merirokko (*Balanus improvisus*) ja leväruupi (*Electra crustulenta*).

Beta-mesosaprobinen alue (lievästi likaantunut)

Suolilevät (*Enteromorpha*) muodostavat ylireheviä kasvustoja. Putkilokasveista viihtyy parhaiten karvalehti (*Ceratophyllum demersum*). Karvalehden, samoin kuin runsaana kasvavan ruo'on (*Phragmites communis*), pintaan on kiinnittynyt rihmamainen ruskolevä *Ectocarpus confervoides* typus *fluviatilis*. Ahdinparran (*Cladophora glomerata*) kääpiökasvuinen, tummanvihreä muoto asettuu kovalle pinnoille *Enteromorpha*-vyön alapuolelle (0.5-1 m).

Alfa-oligosaprobinen alue (häiriintynyt)

Ahdinparta kasvaa rehevänä ja sen joukossa tavataan säännöllisesti useampia suolilevälajeja (*Enteromorpha intestinalis*, *E. prolifera* ja *E. ahlneri*). Suolilevien biomassassa on aina alle 10 % kokonaisbiomassasta. Viherlevävyöhykkeen alapuolella esiintyy rakkolevä (*Fucus vesiculosus*), josta eläinepifyyttien peitossa on 20–40 %. Rakkolevä on steriili ja siltä puuttuu lajisidonnainen kasviepifyytti *Elachista fucicola*. Rihmamaisista ruskolevistä etenkin *Ectocarpus siliculosus* kasvaa runsaana.

Beta-oligosaprobinen alue (lievästi häiriintynyt)

Vesirajan viherlevävyöhyke koostuu lähes yksinomaan ahdinparrasta, joka lopukesällä on runsaan piileväkasvuston peitossa. Ahdinparran joukossa on säännöllisesti muutamia *Enteromorpha intestinalis* -yksilöitä – myös pinnoilla, jotka eivät ole paikallisen likaantumislähteen tuntumassa. Rakkolevä on tervekasvuista ja fertiiliä, mutta *Elachista fucicola* puuttuu useimmiten. Rakkolevän epifyytteinä kasvavat ruskolevät *Stictyosiphon tortilis* ja *Dictyosiphon foeniculaceus*. Rakkolevävyöhykkeen alapuolella esiintyvät *Cladophora rupestris*, *Sphacelaria arctica*, punalevät *Ceramium tenuicorne* (runsaana),

Furcellaria lumbricalis, *Polysiphonia nigrescens* ja *Rhodomela confervoides* (harvinaisena). Varsinaista punalevävyöhykettä ei kuitenkaan muodostu.

Katarobinen alue (luonnontilainen)

Rantaviivassa esiintyvä ahdinparta on lyhytkasvuista ja antanut paikoin sijaa ruskoleville (*Dictyosiphon chordaria*, *Eudesme virescens*).

Rakkolevä (0.5–2 m:n syvyydessä) on hyväkuntoista ja sen epifyytit ovat lyhytkasvuisia. Ulkosaariston rakkolevävyöhyke on runsaslajinen ja siinä voidaan erottaa eri kasvukerroksia: kivipinnan levät *Hildenbrandia prototypus* ja *Lithoderma fatiscens*, nukkamaisen kerroksen levät *Cladophora aegagropila*, *Pilayella littoralis*, *Sphacelaria arctica*, *Furcellaria lumbricalis* ja *Ceramium tenuicorne* sekä rakkolevän epifyytit *Dictyosiphon foeniculaceus*, *Elachista fucicola*, *Pilayella littoralis* ja *Ectocarpus foeniculaceus*.

Välisaariston katarobisten alueiden rakkolevävyöhykkeessä kasvaa lisäksi putkilokasveja, mm. *Potamogeton perfoliatus*, *P. pectinatus*, *Ranunculus baudotii* ja *Zannichellia palustris*. Suojaisilla paikoilla kasvaa rakkolevän joukossa *Chorda filum*.

Rakkolevävyöhykkeen alapuolisen rusko-punalevävyöhykkeen (3–9 m:n syvyydessä) muodostavat *Sphacelaria*-lajit, *Furcellaria lumbricalis*, *Polysiphonia nigrescens*, *Cladophora rupestris*, *Ceramium tenuicorne* ja *Callithamnion roseum*.

Alin kasvillisuusvyöhyke muodostuu pienikokoisista punalevistä, kuten *Phyllophora* sp. ja *Audionella purpurea* sekä kivipintojen *Lithothamnium*-lajeista. Kivipinnat ovat usein myös leväruven (*Electra crustulenta*) peitossa.

Sisäsaariston katarobiset alueet ovat yleensä hiekka- tai savipohjaisia matalahkoja lahtia. Rakkolevä ja jouhilevä kiinnittyvät kiviin, ja pehmeällä alustalla kasvavat samat putkilokasvit kuin välisaariston rakkolevävyöhykkeessä. Lisäksi esiintyy *Chara*- ja *TolyPELLA*-lajeja, *Myriophyllum spicatum*, *Ruppia maritima* jne.

Saprobialuokituksen ongelmiin on työssään törmännyt mm. Bäck (1986). Hän toteaa, ettei saprobialuokitus sellaisenaan ole sopiva Hangon Bengtsårin vesialueen kasvillisuuden kartoittamiseen. Alueelle tuleva kuormitus on liian yksipuolista; saprobialuokitus on suunniteltu monenlaisen orgaanisen aineen kuormitukseen. Myös Viitasalo (1994) on luopunut osittain kasvillisuusyhdykskuntien käytöstä rehevöitymisarvioinnissa. Yhdyskunnat Itämeressä ovat niin vähälajisia ja liukuvia, että alueen tilan kuvaamisessa on mielekäämpää käyttää näytepisteille laskettua saprobialindeksiä kuin tiettyjä lajistoltaan sidottuja kasvinyhdyskuntia, joita luonnossa esiintyy harvoin.

Vaikka päästölähteen läheisyydessä on nähtävissä selviä suuntaviivoja lajiston muutoksissa, alueen lajisto on kuitenkin aina sidoksissa luontaisiin lähtökohtiinsa; "alkuperäiseen" lajistoon, ympäristöoloihin ja luonnollisiin vaihteluihin.

Useat tutkijat (mm. Jespersen 1989, Kautsky 1991) ovat todenneet, että pelkkä lajistomuutosten tallentaminen ei riitä tutkimukseen ravinteiden vaikutusten selvittämiseksi ranta-alueella. Täydentäväksi tiedoksi tarvitaan mm. levien biomassatietoja, C:N:P-suhdetta ja klorofylli *a*:n pitoisuuksia.

3.2.4 Indikaattorilajit

Vaikka ravinteikkailta alueilta usein löytyykin tiettyjä lajeja, ei näiden nimeäminen rehevyyttä indikoiviksi lajeiksi ole ongelmatonta. Lajien ekologia, fysiologia ja reagointinopeus tulisi tuntea perinpohjaisesti, ennen kuin lajilla on indikaatioarvoa. Esim. puhtaan alueen lajistoksi mielletään sisäsaaristossakin usein mereistä lajistoa, mikä ei suinkaan vastaa tarkoitusta. Indikaattorilajien määrittelyä vaikeuttaa lajin esiintyminen hyvin harvinaisena; yksittäiset havainnot eivät ole tilastollisesti luotettavia.

Ravinteiden lisäksi monet muut tekijät vaikuttavat levän esiintymiseen. Jokaisella tutkittavalla alueella tulisikin erikseen selvittää, mikä ympäristömuuttuja määrää levien esiintymisen. Yllättäen levän esiintymistä saattavat ravinteiden sijaan rajoittaa esim.

veden suolapitoisuus tai virtaus, lämpötila (Lüning 1990), levien kuivuminen (Dodds 1991), valo (Lorenz ym. 1991) tai jätevesien myrkylliset yhdisteet (Herbst 1969). Esiintymiseen vaikuttavien ympäristötekijöiden selvittäminen voi olla hyvin vaikeaa, sillä kiinnittyneinä, pitkäikäisinä eliöinä levät edustavat jo menneitä alueen oloja – tämänhetkisten ravinnepitoisuuksien vaikutukset näkyvät vasta tulevaisuudessa.

Lajien indikaatioarvoa on pohdittu useissa tutkimuksissa. Saprobialuokituksen yhteydessä (Kolkwitz ja Marsson 1908, 1909, Häyrén 1921, 1933, 1937, 1944, Ray 1974, Maa ja Vesi 1976, Viitasalo 1984, 1985, 1988, 1990, 1994) on määritetty lajeille saprobisuusindeksejä eli lukuja, jotka kuvaavat lajien suhtautumista orgaanisen aineen kuormitukseen. Wallentinus (1979) on tehnyt laajan kirjallisuusyhteenvedon lajien suhtautumisesta ravinnelisäykseen ja saasteisiin. Selvityksessä on koottu tiedot kaikista Itämeressä esiintyvistä makrolevä- ja vesikasvilajeista. Myös muut tutkijat (esim. Grenager 1957, Bokn 1979, Hällfors ym. 1984, Bäck 1986, Koistinen 1989) ovat pyrkineet määrittämään rehevyyttä indikoivia lajeja tutkimusalueillaan.

Viherlevät

Lähes kaikki Itämeressä esiintyvät viherlevät ovat tyypillisiä opportunistisia lajeja, jotka hyötyvät lyhytaikaisista korkeista ravinnepitoisuuksista tehokkaan ja nopean ravinteidenottokykynsä ansiosta. Esim. *Cladophora glomerata* on todettu selvästi indikoivan rehevöitymistä (Norin ja Waern 1973, Hällfors ym. 1984, Mäkinen ja Aulio 1986, Ruokolahti 1988, Henriksson ja Myllyvirta 1991, 1992, Mäkinen 1992) mutta karttavan voimakkaimminkin likaantuneita alueita (Luttinen 1989). Viitasalo (1994) toteaa yli 10 cm pitkän *Cladophora glomerata* indikoivan rehevöitymistä. *Cladophora glomerata* on kuitenkin ongelmallinen indikaattorilaji. Kirjallisuudesta löytyy hyvin vaihtelevaa tietoa sen kasvuvaatimuksista ja siitä, minkä ravinteiden lisäys aiheuttaa suuria kasvustoja. Esim. Herbst (1969) sekä Wong ja Clark (1976) toteavat fosforin rajoittavan kasvua, mutta Wallentinus (1976) on selkeästi todennut tyypillisyyksen lisäävän levämäärää. Ilmeisesti eri elinympäristöissä laji on sopeutunut käyttämään tehokkaasti ravinnetta, jota vedessä on tarjolla enemmän.

Suurimmilta ulkoisen kuormituksen alueilta löytyy pääasiassa *Enteromorpha*-lajeja (Peussa ja Ravanko 1975, Wallentinus 1979). Korkeissa ravinnepitoisuuksissa saattaa *Enteromorpha intestinalis* muodostaa suuria levymäisiä hiutaleita ja lauttoja, jotka kelluvat irrallaan (Wallentinus 1979, Bäck ym. 1993). Kaikki *Enteromorpha*-lajit eivät ilmeisesti kuitenkaan esiinny runsaina ravinteikkailla alueilla. Eri muotojen systemaattinen asema on tällä hetkellä epäselvä ja luokittelu vaikeaa. Suku *Enteromorpha* tuntuu silti viihtyvän kuormitetuilla rannoilla.

Muita ravinnekuormituksesta hyötyviä viherlevälajeja ovat mm. *Prasiola stipitata*, *Ulothrix* sp. (usein osana kelluvaa levämassaa), *Urospora* sp. (Wallentinus 1979) sekä *Percusaria percusa* (Viitasalo 1994). Myös *Monostroma grevillei* on todettu lisääntyneen Itämeressä viimeisten vuosikymmenien aikana (Wallentinus 1979). Tämän oletetaan johtuvan yleisestä rehevöitymisestä. Keväisin esiintyvänä *Monostroma grevillei* ei kuitenkaan tule mukaan kuormitetuilla rannoilla tehtyihin kasvillisuustutkimuksiin, koska ne tehdään yleensä heinä-elokuussa.

Ruskolevät

Ruskolevälajit vähenevät yleensä veden rehevöityessä. Lajit, kuten *Fucus vesiculosus* ja sen epifyyttinä elävä *Elachista fucicola*, kärsivät veden samentumisesta ja ravinteiden lisäyksestä. Eräät rihmamaiset lajit, kuten *Ectocarpus siliculosus* ja *Pilayella littoralis*, hyötyvät ravinteiden lisäyksestä. Ne lisääntyvät erityisesti rakkolevän epifyyttinä. Herkkinä

lajeina ne reagoivat nopeasti vedessä oleviin myrkyllisiin yhdisteisiin. Useimpien rusko-levälajien suhtautuminen veden rehevöitymiseen on edelleen epäselvä. Joko lajit ovat indifferenttejä saasteille tai niiden ekologiaa ei ymmärretä riittävästi. Lajeja, joita löytyy niin ”puhtailta” kuin saastuneiltakin alueilta, ovat mm. *Pseudolithoderma* sp., *Dictyosiphon chordaria*, *Dictyosiphon foeniculaceus*, *Stictyosiphon tortilis*, *Chorda filum* ja *Sphacelaria arctica* (Wallentinus 1979, Hällfors ym. 1984).

Punalevät

Punalevien suhtautuminen rehevöitymiseen ja saastumiseen on vieläkin ongelmallisempi kuin rusko- ja viherlevien. Monet punalevät ovat syvien ja suolaisten vesien lajeja. Usein onkin vaikea erottaa, johtuuko lajin puuttuminen päästöjen ravinteista vai alhaisesta suolapitoisuudesta. Lajeja, jotka karttavat päästölähteitä, mutta myös alhaista suolapitoisuutta, ovat mm. *Ceramium rubrum*, *Polysiphonia nigrescens*, *Polysiphonia violacea* ja *Rhodomela confervoides* (Wallentinus 1979). *Ceramium tenuicorne* puuttuu myös päästöjen vaikutusalueilta (Lindgren 1975), vaikkei kartakaan alhaista suolapitoisuutta (laji esiintyy pitkälle Perämeren pohjoisosiin). *Ceramium tenuicorne* saattaa olla punalevä, joka kärsii rehevöitymisestä. Myös *Furcellaria lumbricalis* esiintyy pääsääntöisesti harvinaisena likaantuneilla alueilla, mutta saattaa olla harvinainen luonnonmukaisillakin alueilla. *Furcellaria lumbricalis* esiintymistä säätelevätkin ilmeisesti aivan muut ympäristötekijät kuin veden ravinteisuus (Wallentinus 1979).

Korkeammat vesikasvit

Putkilokasvien suhde veden rehevöitymiseen on ongelmallisempi kuin makrolevien; vesikasvit ottavat ainakin osan käyttämistään ravinteista sedimentistä. Itämeressä yleisinä esiintyvistä vesikasveista ravinteikkaita alueita suosivat mm. *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton pectinatus*, *P. perfoliatus*, *Zannichellia palustris* ja *Ceratophyllum demersum* (Wallentinus 1979, Bäck 1986, Koistinen 1989).

3.3 Vaikutukset sisävesissä

Suomen makeissa vesissä ravinnelisäyksen vaikutuksia luonnolliseen päällyslevästöön on tutkittu hyvin vähän. Päällyslevästön tuotanto, kuten muukin levätuotanto, lisääntyy veden rehevöityessä (Wetzel 1983, Meriläinen ym. 1987, Paavilainen ja Langi 1990).

Rantavyöhykkeen tilan seuranta ja vaikutusten arviointi

4

4.1 Veden laadun seurantaohjelmat pohjoisella

Itämerellä

Rannikkovesien tilan seuranta aloitettiin v. 1965 (Vesi- ja ympäristöhallitus 1994). Seuranta toteutetaan yhteistyössä rannikon ympäristökeskusten (entisten vesi- ja ympäristöpiirien), tutkimuslaboratorion ja Merentutkimuslaitoksen kanssa. Havaintopisteitä on Suomen rannikolla yli 100. Näytteet havaintoasemilta otetaan kahdesti vuodessa. Fysikaalis-kemiallisten muuttujien (suolapitoisuus, lämpötila, ravinteet ym.) lisäksi vedestä mitataan klorofylli *a*:n määrä. Vuonna 1983 aloitettiin rannikkovesien intensiiviseuranta. Intensiiviasemilta (12 kpl) fysikaalis-kemialliset muuttujat sekä *a*-klorofylli, perustuotanto, kasviplanktonbiomassa ja -lajisto mitataan 20 kertaa vuodessa. Vaikka Suomen merialueiden tilaa seurataan erittäin tehokkaasti, ovat ranta-alueet, erityisesti biologisten muuttujien osalta, jääneet vähälle huomiolle. Seurantapisteet ovat harvoin aivan rantavyöhykkeessä, vaikka ravinneolosuhteet aivan rannassa pohjan lähellä saattavat olla hyvinkin erilaiset kuin läheisellä ulapalla. Kokonaisuudessaan suurimmaksi ongelmaksi suomalaisessa vesien tilan seurannassa on muodostumassa tarkkailun hajanaisuus. Vesistöjen tilaa indikoivia muuttujia (esim. veden laatu, pohjaeläimet ja kalat) tutkitaan monissa eri tutkimuslaitoksissa, eikä kokonaiskuvan luomiseksi tarvittavaa tiedonkulku- ja raportointisjärjestelmää ole kehitetty.

Suomen sisävesien seurantaohjelmat jakautuvat virtaavien vesien seurantaan ja järviseurantaan. Virtaavien vesien havaintopaikoilta (187 kpl) veden ravinnepitoisuus, orgaanisen aineen määrä, raskasmetallit ja orgaanisten klooriyhdisteiden määrä mitataan vähintään neljä kertaa vuodessa. Järvihavaintopaikoilta (174 kpl) veden laatu tutkitaan kolme kertaa vuodessa. Tämän lisäksi 24 Suomen järveä on valittu intensiiviseurannan piiriin. Seurannassa tutkitaan vuosittain veden laadun muuttujien lisäksi kasvi- ja eläinplanktonin sekä pohjaeläinten määrä ja lajisto sekä pintakasvustot perifytonlevyillä. Kymmenen vuoden välein järvillä on myös tarkoitus tehdä kasvillisuustutkimus (Heinonen ja Hyvärinen 1994, Vesi- ja ympäristöhallitus 1994). Sisävesien biologisen tutkimuksen kehittämisohjelmaan eivät sisälly rantavyöhykkeet. Muutama järvi Suomessa sisältyy myös kansainvälisen yhdenmetyt seurannan projektiin, jossa järveä tutkitaan osana laajempaa alueen tilan tutkimusta (Nordic Council of Ministers 1988, Environment Data Centre, National Board of Waters and the Environment 1990, Söderman ja Dahlbo 1990).

Vuodesta 1993 Ruotsin kansalliseen ympäristönseurantaan ovat kuuluneet kasvi- ja eläinyhteisöt ranta-alueilla (Kautsky 1994, Stockholms Marina Forskningscentrum 1994). Kovien pohjien eliöstöä tutkitaan kerran kesässä pääasiassa kahdella alueella: itärannikolla Askossa ja länsirannikolla Gullmarsfjordenissa. Itärannikon seurannassa keskitytään kasviyhteisöjen muutosten havainnointiin. Seurattavina muuttujina ovat makrolevien syvyysjakautuminen, lajien peittävyysprosentit ja päällyskasvillisuuden määrä. Näitä tarkastellaan valokuvauksen ja silmämääräisen arvioinnin perusteella. Yleisimmistä lajeista otetaan biomassanäytteitä. Kansallista ympäristön seuranta täydennetään alueellisilla (läänitason) seurantaohjelmilla.

Viron rannikon seurantaohjelmat ovat kehitteillä Viron merentutkimuslaitoksessa (Eesti Mereinstitut). Merialueiden rehevöitymisen seurantaan on tutkittaviksi osa-alueiksi ehdotettu hydrologiaa, vesikemiaa, kasviplanktonia, eläinplanktonia, pohjaeläimiä, pohjakasvillisuutta ja makroleviä.

Tanskassa toimii koko rannikon kattava monitorointiohjelma, jota koordinoi paikallinen ympäristöhallitus (Miljøstyrelsen). Ohjelmassa on mukana vapaan veden muutujia, pohjaeläin- ja kasvillisuustutkimuksia. Pelagiaalin tutkimukset tehdään vähintään 12 kertaa vuodessa, intensiiviasemilta 32–52 kertaa vuodessa. Pohjaeläin- ja kasvillisuustutkimukset tehdään vähintään kerran vuodessa, mutta paikoin jopa 3–5 kertaa vuodessa. Intensiiviasemia, joissa tehdään kaikkien osa-alueiden tutkimukset vähintään vuosittain, on Tanskan rannikolla 15 kpl (Miljøministeriet 1993).

Pohjoismaisille ranta-alueille on suunnitteilla Rannikkovesien yhdenmetyt seurannan ohjelma, jota koordinoi Pohjoismainen ministerineuvosto (NMR) (Nordisk Ministerråd 1993, Vesi- ja ympäristöhallitus 1994). Seuranta on tarkoitettu koskemaan alueita, joille maalta tulevan kuormituksen suorat vaikutukset eivät ulotu. Suomen osalta seurantaan on ehdotettu neljää merialuetta (Krunnit, Valassaaret, Saaristomeri ja Haapa-saari). Tutkittavina ekosysteemin osina olisivat sedimentti, pohja- ja rantakasvillisuus, pohjaeläimistö, kalat, linnut ja nisäkkäät. Ohjelma on tarkoitettu täydentämään jo olemassa olevia seurantaohjelmia, eikä siksi sisällä vapaan veden muuttujia.

Itämeren suojelusopimuksen puitteissa Helsingin Komissio (HELCOM) on koordinoinut seurantaan lähinnä avomerellä vuodesta 1979 alkaen (Baltic Monitoring Programme, BMP). Seuranta sisältää fysikaalisia, kemiallisia ja biologisia mittauksia. Sopimus uusittiin vuonna 1992 ja se kattaa nyt myös valtioiden sisäiset aluevedet. HELCOMin puitteissa toimii nyt työryhmä, jonka tehtävänä on laatia esitys yhteiseksi rannikoiden seurantaohjelmaksi. Työryhmän alustavan suunnitelman mukaan litoraalin leväkasvillisuus olisi olennainen seurattava muuttuja Itämeren rannikkovesissä.

Itämeren suojelusopimuksen yhteydessä on perustettu suojelualueita (BSPA-alueet), joille muun tutkimuksen ohessa on suunniteltu levävyöhykkeen tutkimusta. Toimivat ja suunnitteluasteella olevat seurantaohjelmat on tarkoitus koordinoida keskenään päällekkäistyön välttämiseksi.

USA:ssa on kokeiltu pohjoismaisiin menetelmiin verrattuna paljon laajempaa vesien tilan seurantaohjelmaa. Tämä nk. National Water-Quality Assessment Program on kehitetty ensisijaisesti virtaavien vesien tilan arviointiin, mutta soveltuu periaatteessa myös muihin vesiin. Ohjelma perustuu ympäristön morfologian ja muuttujien kuvaamiseen (Meador ym. 1993). Näin saadaan luonnolliset lähtökohdat ja abioottisen ympäristön muuttujat pohjustamaan biologista tietoa. Biologisista muuttujista on mukaan pyritty saamaan useita erilaisia: kasviplankton, perifyton, makrolevät, pohjaeläimet ja kalat (Plafkin ym. 1988).

4.2 Luonnontilaisten leväyhteisöjen seuranta

Virallista leväyhteisöjen seurantaan ei Suomessa ole toteutettu (ei meri- eikä järvi-alueilla). Vuonna 1993 aloitettiin epävirallinen rannikkoalueiden makroleväyhteisöjen seurannan suunnittelu. Suunnittelussa ovat olleet mukana mm. Helsingin ja Turun yliopistot, eräät rannikkoalueiden vesi- ja ympäristöpiirit (nyk. alueelliset ympäristökeskukset), vesien- ja ympäristöntutkimuslaitos (nyk. SYKE) sekä Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Seurantaohjelman tarkoituksena on luoda pohjaa tuleville virallisille seurantaohjelmille perustamalla rannikkoalueelle tutkimuslinjojen verkko, jossa yhtenäisin menetelmin tallennetaan rantavyöhykkeen kasvillisuuden muutoksia. Seuranta toteutetaan levälinjamenetelmällä, jossa pääpaino on levävyöhykkeiden leveyksien tarkastelussa ja rakkolevän kunnon mittaamisessa (Mäkinen ym. 1994). Myös levälajisto, lajien peittävyysprosentit ja epifyytit tutkitaan. Linjapaikat on pyritty sijoittamaan mahdollisimman luonnonomukaisiin paikkoihin. Vaikka menetelmällä saadaan paljon tietoa leväyhteisöistä, ei se kuitenkaan sellaisenaan ole sopiva kuormitettujen alueiden tilan selvittämiseen. Ongelmana on, että luonnonalueiden seuranta perustuu levävyöhykkeiden tarkasteluun, ja kuormitetulta alueelta selvät levävyöhykkeet usein puuttuvat (Lindgren 1975).

Vuonna 1990 Ruotsin rannikolla on aloitettu ainakin Blekingen ja Kalmarin läänissä läänitasolla yhdenntetty rantavyöhykkeen tilan seuranta (Samordnad kustvattenkontroll i Blekinge län, Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län). Seurannassa mitataan fysikaalis-kemialliset parametrit vedestä ja sedimentistä, kasviplanktonin klorofyllisisältö. Lisäksi tutkitaan makrolevät, niiden seassa elävät eläimet ja pehmeän pohjan eläimet sekä metallit ja orgaaniset yhdisteet sedimentistä ja eliöistä. Makrolevästä tutkitaan linjaruutumenetelmällä (Persson ym. 1991, Engkvist ja Persson 1993, Tobiasson 1993).

Myös Tanskassa on annettu ohjeita menetelmistä, joita tulisi käyttää levien ja vesikasvien kartoittamiseen ja seurantaan (Jespersen ym. 1989, Miljøministeriet 1993). Parhaiten ohjeet soveltuvat lähinnä luonnontilaisten alueiden seurantaan ja vastaavat menetelmällisesti meillä rantavyöhykkeen kasvillisuuden seurantaan annettuja ohjeita (vrt. Mäkinen ym. 1994).

4.3 Vesioikeudelliset lupakäsittelyt

Rantavyöhykkeen tila vaikuttaa ratkaisevasti vesistöjen virkistyskäyttöön. Sitä koskevat tiedot ovat tarpeellisia vesioikeudellisissa lupakäsittelyissä hankkeiden vaikutuksia ja niistä rantakiinteistöille aiheutuvia haittoja arvioitaessa.

Vesioikeudellista lupakäsittelyä varten on katselmustoimituksissa tehtävässä vaikutusten arvioinnissa yhä useammin kiinnitetty vedenlaatutietojen ohella huomiota myös biologisiin tekijöihin. Useimmiten hakemusasiakirjoissa on esitetty tietoja alueen kasviplanktonituotannosta ja pohjaeläimistä. Toimitusten aikana hakijoilla on teetetty lisäselvityksinä mm. perifyton- ja havastutkimuksia, jotka kuvaavat rantojen limoittumista. Lisäksi toimitusmiehet ja asiantuntijat ovat silmämääräisesti arvioineet rantojen luonnontaloudellista tilaa.

Helsingin kaupungin jätevesikatselmuksessa on rantavyöhykkeen makrolevästön tilasta ollut käytettävissä useilta vuosilta riittävästi tietoja vahinkoalueiden rajaamiseksi (Viitasalo 1984, 1985, 1988, 1990, Kärmeniemi 1992). Myös Vaasan vesialueella Metsä-Botnia Oy:n, Metsä-Serla Oy:n ja Kaskisten kaupungin jätevesikatselmuksessa rantojen viherlevästä on käytetty silmämääräisesti arvioimalla indikoimaan vesialueen tilaa (Rautio ym. 1990). Kemira–Agro Oy:n Uudenkaupungin tehtaiden vahinkoarviohakemuksessa (vuodelta 1992) asiakirjojen liitteenä on ollut mm. ilmakehän perusteella tehty ranta- ja vesikasvillisuuskartoitus (Lampolahti 1990, 1991). Vaikka näiden lisäksi löytyy muitakin myönteisiä esimerkitapauksia, ovat tiedot rantavyöhykkeen tilasta useimmiten liian puutteellisia, jotta niiden perusteella voitaisiin arvioida kuormituksen haittavaikutuksia.

4.4 Velvoitetarkkailut ja muu seuranta

Vesistöjen velvoitetarkkailulla tarkoitetaan vesioikeuden lupapäätösten tai vesiviranomaisen ennakoilmoituslausuntojen edellyttämää tarkkailua, jonka päämääränä on selvittää vesistöjä muuttavan toiminnan vaikutukset (Kärmeniemi 1988). Velvoitetarkkailuja toteuttavat julkisen valvonnan alaiset tutkimuslaitokset (esim. vesiensuojeluyhdistykset ja vesialan suunnittelutoimistot) ympäristöhallinnon hyväksymän ohjelman mukaan.

Vesi- ja ympäristöhallitus on antanut suosituksia velvoitetarkkailujen toteuttamisesta. Vuoden 1976 ohjeissa (Vesihallitus 1976) suositellaan perustuotannon ja levätuotantokyvyn mittauksia jätevesien rehevöittävän vaikutuksen havaitsemiseksi. Ohjeissa on yleisempi suositus biologisten testien soveltamisesta tapauskohtaisesti. Uusissa ohjeissa velvoitetarkkailujen tekemiseksi (Vuoristo 1992) vesistö tarkkailun kohteiksi on selkeästi määriteltä vesi, pohja ja ranta. Voimakkaan ravinnekuormituksen kohteissa

päähuomio kehoitetaan kiinnittämään tuotantoa kuvaaviin selvityksiin, kuten plankton-, päällystevästö-, vesikasvi-, pohjaeläin ja sedimenttitutkimuksiin. Vesikasvillisuuden ja levästön tutkimisen menetelmäohjeita ei ole standardisoitu, vaan käytettävät menetelmät riippuvat tutkittavan alueen lajistosta, rakenteesta ja koosta. Suositetut menetelmäohjeet (Vesi- ja ympäristöhallitus 1990) painottuvat putkilokasveihin ja soveltuvat parhaiten pehmeille pohjille. Suosituksena on mitata kasvien kasvutiheys, vesikasvien pohjanpäällisten osien paino ja koko, kartoittaa kasvillisuus lajistollisesti (täydennettynä ilmakuvauksella) sekä arvioida lajien yleisyys ja runsaus. Vesikasvien käytöstä veden laadun indikaattorina on kirjoitettu paljon (esim. Jensen 1977, Nybom 1981, Niemi 1990, Vesi- ja ympäristöhallitus 1990, Heitto 1991, Nybom 1991, Salonen ym. 1992), eikä siihen siksi puututa tarkemmin tässä yhteydessä.

Rantavyöhykkeen osalta rannikkoalueemme velvoitetarkkailut keskittyvät yleensä pehmeiden pohjien vesikasviarviointeihin. Velvoitetarkkailuja on tehty esim. seuraavilla alueilla:

Hangon merialueen tarkkailussa on tehty vesikasvillisuuskartoituksia vaihtelevin menetelmin ja yleensä pehmeiltä pohjilta (Munsterhjelm 1980, Eklund 1981, Munsterhjelm 1983, Bäck 1986, Munsterhjelm 1986, Ranta 1990). Koistinen (1989) on tehnyt laajan rantakasvillisuustutkimuksen Hangon merialueen kuormittajien vaikutusten arvioimiseksi.

Myös Inkoossa on Imatran Voima Oy:n velvoitetarkkailussa tehty pienimuotoinen kvalitatiivinen kasvillisuuskartoitus (Hanski ja Venetvaara 1992). Laajempi vesikasvillisuusselvitys on Inkoon ja Porkkalanniemen väliseltä Pikkalanlahden alueelta (Luttinen 1989). Muut alueen tutkimukset ovatkin pääosin vedenlaadullisia tai bakteriologisia (Lahti 1984).

Laajan ja pitkäaikaisin ranta-alueiden seuranta Suomen rannikolla on Helsingin edustan vesialueiden tarkkailu, jota hoitaa Helsingin kaupungin ympäristökeskus (Ray 1974, Hällfors ym. 1976, Maa ja Vesi 1976, Viitasalo 1985, 1988, 1990, 1994). Seurannassa käytetään rantavyöhykkeen yhteisöjen muutoksia rannan tilan indikaattorina (nk. saprobiaaluokittelu).

Loviisan edustalla Säteilyturvakeskus tekee rantojen seurantaa lähinnä ydinvoimalan lauhdevesien vaikutusten arvioimiseksi (Ilus ja Keskitalo 1986, Ilus 1992).

Vaasan vesialueella Metsä-Botnian jätevesien vaikutusta on seurattu kasviplanktonin, perifytonin, pohjaeläinten, sedimentin sekä ranta- ja vesikasvillisuuden muutosten avulla (Paavilainen ym. 1985).

Makroskooppisia leviä ja luonnonalustojen nk. "limoittumista" on käytetty hyvin vähän järvien tilan selvittämiseen. Yleensä tutkimukset ovat keskittyneet makroskooppiseen kasvillisuuteen pehmeillä pohjilla (esim. Niemi 1990) tai keinoalustojen perifytonitutkimuksiin (Poikolainen 1988). Metsä-Serla Oy:n Mäntän tehtaiden velvoitetarkkailussa kalliopinnan levästö ja yleisen rehevöitymisen arviointi on otettu osaksi tehtaan vaikutusten selvitystä (Paavilainen ja Langi 1990).

4.5 Kalankasvatuslaitosten vaikutusten arviointi

Suurin osa kalankasvatuslaitosten biologisten vaikutusten arvioinnista merialueilla on tehty perifytonin avulla (Isotalo ym. 1985, Kauko Häkkilä 1994; Turun vesi- ja ympäristöpiiri, suullinen tiedonanto). Joissain tapauksissa mukaan on otettu muitakin muuttujia, kuten kasviplankton ja pohjaeliöstö (Koskeniemi ja Sevola 1982).

Perifytonkasvustojen käytöstä ja mittaumenetelmistä on kirjoitettu paljon (Kolehmainen 1982, Leskinen 1983, 1985, 1986, Leskinen ym. 1986, Poikolainen 1988, Leskinen 1990). Etelä-Savon ympäristökeskuksessa on myös valmistumassa tutkimus luonnon- ja keinoalustojen käytöstä rehevöitymistutkimuksessa kalankasvatuslaitosten vaikutusalueilla (Pertti Manninen 1994; Mikkelin vesi- ja ympäristöpiiri, suullinen tiedonan-

to). Koska kyseinen tutkimus keskittyy juuri menetelmäarviointiin, jätän limoittumis- ja perifytonmenetelmät tässä selvityksessä vähemmälle.

Makrolevästöä on muutamissa yksittäisissä tutkimuksissa käytetty kalankasvatuslaitosten vaikutusten arviointiin. Mäkinen ja Ilvessalo (1983) ovat arvioineet kalankasvatuslaitosten vaikutuksia Turun saaristossa rihmalevävyöhykkeen biomassatutkimuksella ja rakkolevän silmämääräisellä arvioinnilla. Ruokolahti (1988) on mitannut *Cladophora glomeratan* biomassaa, pituutta ja klorofylli *a*:n pitoisuuksia rehevyyttä indikoivina muutujina. Rönnberg ym. (1992) ovat tutkineet rakkolevän epifyyttejä.

5

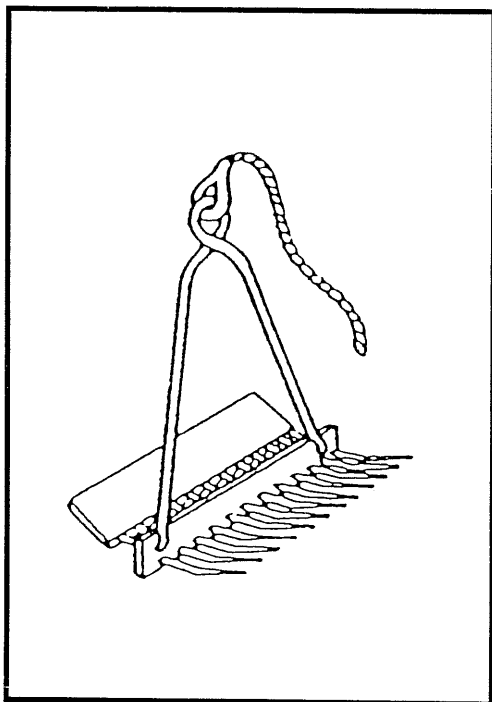
Rantavyöhykkeen tilan arviointimenetelmiä

Suurimmassa osassa rantavyöhykkeen levästön tutkimuksia tutkimuskohteena on ollut leväyhteisön lajikoostumus. Sitä on pyritty selvittämään mm. levien keruulla sekä vesikiikarin ja sukellusten avulla. Yksittäistapauksissa on paneuduttu leväyhteisön biomassamuutoksiin ja esim. klorofyllipitoisuuksiin. Yleisemmin alueen kasvillisuuden levinneisyyttä on selvitetty valokuvaamalla, videoimalla tai ilmakuvauksella.

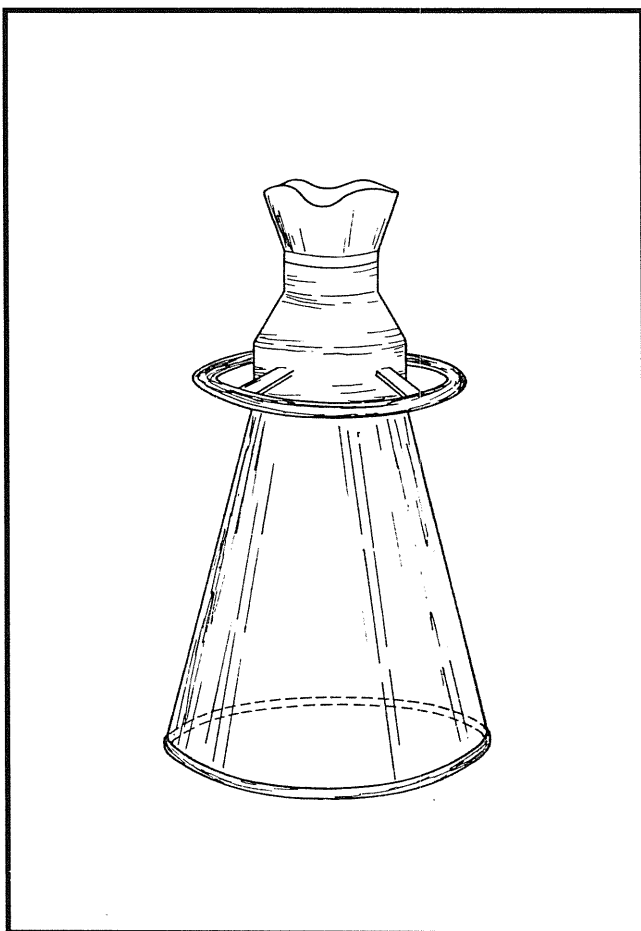
5.1 Levien kerääminen

Yksinkertaisimmin vedenalaiseen maailmaan pääsee käsiksi keräämällä leviä pinnalta. Näytteitä voidaan kerätä käsin rannasta kurottamalla tai kahlaamalla samalla kun rannan tilaa arvioidaan silmämääräisesti (Paavilainen ja Langi 1990, Rautio ym. 1990). Varsin haavilla (Ranta 1990) ja haralla (Plinski ja Florczyk 1984a, Viitasalo 1984, 1985, Pogreboff ja Rönnberg 1987, Viitasalo 1988, 1990, 1994) saadaan kvalitatiivisia näytteitä syvemältäkin. Hyvin monissa tutkimuksissa haraus on yhdistetty esim. sukeltamiseen tai vesikiikarin käyttöön (Ray 1974, Plinski ja Florczyk 1984b, 1985, Bäck 1986, Ilus ja Keskitalo 1986, Koistinen 1989, Luttinen 1989, Ilus 1992, Bäck ym. 1993).

Haraukseen on Suomessa käytetty yleisimmin nk. Luther-tyypin haraa (Luther 1951:51) (Kuva 3). Sillä saatavat näytteet ovat kvalitatiivisia, vaikka joissain tutkimuksissa (Plinski ja Florczyk 1984a,b) haralla on otettu kvantitatiivisiakin levänäytteitä. Harauksella voidaan selvittää alueen lajimäärää ja suurikokoisten lajien yleisyyttä. Viitasalo (1984, 1985, 1988, 1990, 1994) on tutkimuksissaan käyttänyt haraustuloksia levälajien prosenttiosuuksien selvittämiseen. Haratuista näytteistä on silmämääräisesti arvioitu lajien osuuksia koko näytteestä.



Kuva 3. Luther-hara (Nyborg 1991).



Kuva 4. Vesikiikari (Nybom 1991).

5.2 Vesikiikarin käyttö

Vesikiikarilla (esim. Nybom 1991:125) (Kuva 4) voidaan pinnalta käsin tutkia matalien ja kirkasvetisten vesialueiden kasvillisuutta. Menetelmä sopii laajojen matalien lahtien vesikasvien kartoitukseen. Levävyöhykkeessä havaintotarkkuus on huono lajien kerroksellisen kasvun takia. Vesikiikarin käyttö voi olla mielekäästä muiden tutkimusmenetelmien, kuten harauksen, ohessa (Rönnberg ym. 1985). Kasvillisuuden kartoituksessa vesikiikaria ovat käyttäneet mm. Bäck (1986) ja Ranta (1990).

5.3 Sukeltaminen

Hyvin monet levävyöhykkeen tutkijat ovat käyttäneet sukeltamista tutkimuksissaan (mm. Boström 1936, Lind ja Cottam 1969, Kangas 1972, Ravanko 1972, Jansson 1974, Lindgren 1975, Jansson ja Kautsky 1977, Klavestad 1978, Kukk 1981, Kangas ym. 1982, Christie 1983, Lindvall ja Alm 1983, Lindvall 1984, Plinski ja Florczyk 1984b, Boberg ym. 1986, Ekengren ym. 1986, Ilus ja Keskitalo 1986, Kautsky 1988, Koistinen 1989, Hällfors ja Heikkinen 1992, Ilus 1992, Bäck ym. 1993, Gestrin 1993, Leinikki ja Oulasvirta 1993, Mäkinen ym. 1993, Oulasvirta ja Leinikki 1993, Mäkinen ym. 1994). Mm. Kautsky (1988) ja Mäkinen ym. (1994) ovat todenneet sukeltamisen olevan ainoa varteenotettava menetelmä ranta-alueiden tilan arvioimiseksi.

Vedenalaisten kasviyhteisöjen tutkiminen sukeltamalla voidaan jakaa silmämääräiseen arviointiin, linja-arviointiin ja ruutumenetelmään. Yleensä käytetään näiden yhdistelmää.

Silmämääräinen arviointi ei perustu mihinkään järjestelmälliseen luokitukseen tai runsaudenarviointiin, vaan alueen tilan selvittämiseksi saatetaan esimerkiksi tutkia, mitä lajeja kyseisellä paikalla on (+/-). Alueella voidaan sukeltaa ristiin rastiin tai esim. leveällä kaistaleella edestakaisin (Leinikki ja Oulasvirta 1993). Joissain tapauksissa voidaan karkealla asteikolla arvioida lajin esiintymistä sukelluksesta tulevan mielikuvan perusteella: laji puuttuu, esiintyy satunnaisesti, on harvinainen, yleinen tai vallitseva (Bokn 1975, Flinkman 1989). Silmämääräistä arviontia on käytetty pääasiassa muun tutkimuksen tukena tai esityönä karkean yleiskuvan saamiseksi.

Linja-arvioinnissa merkitään rannasta ulospäin suuntautuva linja, jota pitkin sukelletaan. Linjalta voidaan arvioida lajit ja yleinen runsaus esim. kahden metrin leveydeltä (Ilus ja Keskitalo 1986, Ilus 1992) tai kasvillisuuden vaatimusten mukaan leveämmältäkin (Koistinen 1989).

Ruutumenetelmässä valitaan näytealoja, joilta tehdään tarkempi lajinmääritys ja arvioidaan peittävyysprosentit (Mäkinen ym. 1994) tai otetaan biomassanäytteitä (Persson ym. 1991, Engkvist ja Persson 1993, Tobiasson 1993).

Ruutumenetelmä on usein yhdistetty linja-arviointiin: linjalta valitaan ruutuja (yleensä 0.5 m² tai 1 m²), joihin tarkat määritykset keskitetään. Jotta linjat ja ruudut edustaisivat koko alueen tilaa, tulisi niiden paikat valita satunnaisesti. Useimmissa tutkimuksissa tutkittavat linjat ja ruudut on kuitenkin valittu täysin subjektiivisesti (Lindgren 1975, Gestrin 1993) tai linjat on sijoitettu maastoon tasavälein (esim. 0.5–2 km:n välein) (Kukk 1981). Joskus ruutuvalinta on tehty myös tasasyvyysin (Heitto 1988, Kukk 1981). Kautsky (1988) on tutkimuksissaan käyttänyt näytealojen valinnassa viittä eri menetelmää:

1. linjat sijoitettiin tutkimusalueelle satunnaisesti, ja näytteet linjoilta otettiin satunnaisesti,
2. linjat jaettiin tasaisesti päästölähteen oletetun vaikutussuunnan mukaan,
3. vanhoja, 1940-luvulta peräisin olevia tutkimuslinjoja uusittiin,
4. neljälle eri pohjatyypille sijoitettiin kullekin satunnaisesti tutkimuslinjoja,
5. linjoja sijoitettiin tasaisesti kartalle.

Eräs muunnelma ruutumenetelmästä on vakioruutujen seuranta esim. valokuvauksella (Christie 1983, Andersson ja Tunberg 1992). Pohjaan pysyvästi merkityn ruudun kasvillisuuden seurannalla saadaan tietoa sukkessioista ja eliöiden välisestä kilpailusta. Kiinteä ruutu kuvastaa tosin vain ruudun muutoksia, ei koko alueen tilaa.

Koska tutkimusalueen lajisto on lopulta se taso, jolla on ekologista merkitystä ekosysteemissä, tulee myös lajisto tutkia. Jespersen ym. (1989) sekä Gray ja Pearson (1982) kehottavat keskittämään lajistomääritykset biomassaltaan merkittäviin lajeihin. Vaikka harvinaisten lajien asema tunnetaan tällä hetkellä huonosti, saattaa niillä myöhemmin olla indikaatioarvoa. Mikäli lajitason määrittäminen ei ole mahdollista, tulisi käyttää korkeampia systemaattisia tai funktionaalisia ryhmiä (Kautsky 1993). Suomen rannikolla makrolevälajien määrittäminen on suhteellisen helppoa, koska lajeja on vähän (yleensä noin 20) verrattuna valtameriin (lajimäärä useita satoja).

5.4 Kvantitatiivinen näytteenotto

Biomassan mittaaminen leväyhteisöistä on tärkeä osa tutkimusta, jolla rehevöitymisen vaikutuksia pyritään selvittämään (Kautsky 1991). Yleensä biomassamuutokset näkyvät aikaisemmin kuin lajistomuutokset; leväyksilöiden koot kasvavat, ja levät irtoavat helpommin alustastaan. Yksilöt saattavat myös muuttua ensin kitukasvuiseksi ja hävitä vasta sen jälkeen. Esimerkiksi eräiden myrkkujen vaikutukset näkyvät alhaisena biomassana, mutta eivät lajiston muutoksina (Plafkin ym. 1988). Rehevöityneillä alueilla merkittävin on yksivuotisten viherlevien biomassa. Kautsky (1993) toteaa, että pinnan-

läheisten yksivuotisten levien biomassa, lajistosta riippumatta, indikoi hyvin ympäristön muutoksia ajallisesti ja alueellisesti. Hän suosittelee myös jokaiseen tutkimukseen kvantitatiivisia sukellusinventointeja ja tulosten analysointia monimuuttujamenetelmillä. Näin saadaan jo varhain pienetkin muutokset esiin ja vähennetään näytteenottajien välisiä arviointieroja. Muutamissa tutkimuksissa (Jespersen ym. 1989, Wallentinus 1979, 1984b) rehevyysindikaattoriksi on myös ehdotettu yksi- ja monivuotisten levien biomassasuhdetta.

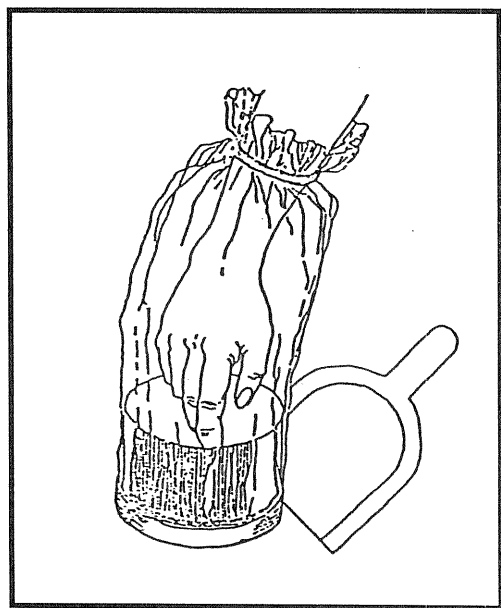
Itämeressä on suhteellisen harvoin tehty kvantitatiivisia tutkimuksia kovien pohjien levistä (Jansson 1974, Hällfors ym. 1975, Wallentinus 1979, Mäkinen ja Ilvessalo 1983, Kautsky ym. 1988, Kautsky ja van der Maarel 1990, Korolev ym. 1993). Kvantitatiivista näytteenottoa ei ole käytännössä juuri ollenkaan rantavyöhykkeiden tilan seurannassa eikä velvoitetarkkailussa.

Kovien pohjien näytteenottoon on kehitetty useita menetelmiä, jotka vaativat lähes poikkeuksetta sukeltajaa näytteenottoon yli puolen metrin syvyyksillä (The Finnish IBP-PM Group 1969, Kangas 1972, Kangas ja Hällfors 1974, Flinkman 1989). Rajatulta pinta-alalta (muovikehikot) voidaan kaikki elollinen raaputtaa käsin näytepussiin (Mäkinen ja Ilvessalo 1983) (Kuva 5) tai kerätä talteen esim. paineilmaimuria (Finnish IBP-PM Group 1969) käyttäen. *Fucus*-vyöhykkeessä rakkolevät voidaan irrottaa nk. *Fucus*-noutimeen (The Finnish IBP-PM Group 1969:189).

Biomassamäärityksiin on käytetty joko levien märkäpainoa (esim. Mäkinen ym. 1994), kuivapainoa (esim. Kautsky ym. 1988) tai orgaanista painoa (Kangas ja Hällfors 1974). Kuivapainon mittaaminen on märkäpainoa objektiivisempi mutta työläämpi, menetelmä. Orgaanisen painon mittaaminen (näytteiden hehkutus usean sadan asteen lämpötilassa) on aikaavievää ja suuritöistä, eikä siihen kannata usein ryhtyä.

5.5 Valokuvaaminen ja videointi

Vedenalaista valokuvausta ja videointia käytetään yleensä täydentämään muuta tutkimusta yleiskuvan saamiseksi (Korolev ym. 1993). Stereovalokuvauksella (kolmiulotteinen kuva) saatetaan päästä tarkkoihinkin prosenttipeittävyys (Lundälv ym. 1986, Andersson ja Tunberg 1992), mutta lajimääritykset valokuvista ovat vaikeita, usein jopa mahdottomia. Videointia on käytetty korvaamaan sukeltajaa syvillä alueilla. Myös videoinnilla saadaan hyvä yleiskuva, mutta tarkat määritykset ovat vaikeita.



Kuva 5. Kvantitatiivinen näytteenotin. Muovi-putken sisäänjäävä pinta-ala puhdistetaan kaikesta kasvillisuudesta ja putki suljetaan alta metallilastalla (Mäkinen ja Ilvessalo 1983).

5.6 Ilmakuvaus

Ilmakuvausta on käytetty kirkkailla vesialueilla laajojen alueiden vesikasvien kartoitukseen. Itämeren oloissa ilmakuvauksella voidaan saada näkyviin mm. *Fucus*-vyöhyke (Rönnberg ym. 1985, Boberg ym. 1986) ja *Zostera*-kasvustoja (Öström ja Rex 1978). Korolev ym. (1993) ovat käyttäneet ilmakuvausta Viron rannikolla muun tutkimuksen tukena.

5.7 Eläinyhteisöjen tutkimukset

Eräänlaisena rehevyyssindikaattorina voisi toimia levästässä olevien eläinten määrä. Mm. Kangas (1980) ja Salemaa (1986) ovat tutkineet Tvärminnen saaristossa levästässä (erityisesti rakkolevävyöhykkeessä) eläviä eläimiä. Kovien pohjien eläinten esiintymisen muutoksista ravinnelisyäyksen vaikutuksesta on kuitenkin vähän tietoa Itämeren alueelta. Lindvall ja Alm (1983) ovat todenneet, että *Idotea baltica* määrä rakkolevissä on korkeampi päästölähteen läheisyydessä. Kyseistä mittaria voidaan luonnollisesti käyttää vain kun rakkolevää on.

Eläinten määrä saattaa usein olla selittävänä tekijänä levävyöhykkeen muutoksissa. Mm. Blekingen läänin seurannassa Ruotsissa todettiin rakkolevän häviämisen kahdessa vuodessa alueelta, jossa edellisessä seurannassa oli havaittu suuria *Idotea baltica* -määriä rakkolevän seassa (Persson ym. 1991, Engkvist ja Persson 1993). Jos eläinmääriä ei olisi tutkittu, ei todennäköistä selitystä rakkolevän häviämiseen olisi.

5.8 Muita menetelmiä

Rantavyöhykkeessä, samoin kuin vapaassa vesipatsaassa, levien perustuotanto on tärkeä levien kunnan mitta. Kangas ja Hällfors (1974) mainitsevat makrolevien perustuotannon mittaukseen sopiviksi menetelmiksi ¹⁴C-menetelmän, happimenetelmän ja pH-muutosten mittauksen. Happimenetelmä mainitaan helppona ja yksinkertaisena. Hapen muutos inkubointivedessä (voidaan mitata joko Winkler-menetelmällä tai happielektrodilla) on suoraan verrannollinen tuotettuun leväbiomassaan. Hellenbrand (1977) on myös todennut, että fotosynteesin ja hengityksen mittauksella voidaan todeta aikaisin jätevesien krooniset vaikutukset rakkolevälle. Fotosynteesi ja hengitys vähenevät jo paljon ennen kuin näkyviä myrkkövaikutuksia leville on havaittavissa.

Kalankasvatuslaitosten vaikutuksia arvioitaessa on tutkittu mm. makrolevien pituutta, klorofylli *a*:n määrää (Ruokolahti 1988) sekä rakkolevän epifyyttejä ja ravinnesisältöä (Rönnberg ym. 1992). Viitasalo (1994) on työssään Helsingin edustan rantavyöhykkeen kasvillisuuden kartoituksessa käyttänyt rakkolevän kuntoa ja epifyyttejä rehevöitymisen arviointiin. Rehevöitymistä indikoivat steriilit rakkoleväyksilöt sekä sellaiset kiinnittyneet eläimet, jotka peittävät yli 10 % rakkolevän pinta-alasta (esim. *Electra crustulenta* ja *Balanus improvisus*).

Porvoon merialueella Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys ry. on tehnyt laajalta alueelta bioindikaattoritutkimuksen, jossa on käytetty pohja-eläimistöä ja viherlevävyöhykkeen leviä bioindikaattoreina selvitettyä vesistön tilaa. Viherlevävyöhykkeestä mitattiin ahdinparran (*Cladophora glomerata*) ja klorofylli *a*:n pitoisuuksia (Henriksson ja Myllyvirta 1991, 1992).

Bokn (1975) on tutkinut levien peittävyysprosenttien käyttämistä rannan tilan indikaattorina. Hän ehdottaakin tarkastelun kohteeksi punalevät:ruskolevät:viherlevät -suhdetta. Puhtailla alueilla Norjassa suhde on n. 45:35:15. Ravinteisuuden lisääntyessä viherlevien osuus kasvaa huomattavasti. Itämeressä tämä menetelmä ei toimine, koska lajeja on vähän.

Ruotsissa Blekingen ja Kalmarin lääneissä rantavyöhykkeen tilan seuranta toteutetaan levälinjamenetelmällä (Samordnad kustvattenkontroll i Blekinge län, Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län). Makrolevästö tutkitaan linjaruutumenetelmällä. Linjat merkitään köydellä, valokuvataan ja jaetaan vyöhykkeisiin vallitsevien levälajien mukaan. Tutkimuksissa on keskitytty *Fucus vesiculosus* - ja *Fucus serratus* -vyöhykkeisiin. Vyöhykkeiltä otetaan kolme kvantitatiivista levänäytettä (ruutu 0.5 m²). Kaikki levät kerätään verkkopussiin, lajisto tutkitaan, ja kuivapaino (60 °C:n kuivatus) mitataan lajeittain. Lisäksi levistä mitataan kokonaishiili, -fosfori ja -typpi. Levätyön yhteydessä tutkitaan myös levästön seassa elävät eläimet (Persson ym. 1991, Engkvist ja Persson 1993, Tobiasson 1993).

Viron rannikolla (Eesti Mereinstitut) suunnitellaan makroleviin perustuvaa biotestiä rantojen tilan seurantaan varten. Luonnollisissa syvyyksissä inkuboidaan makroleviä (mahdollisesti *Cladophora glomerata*, *Furcellaria lumbricalis*, *Ceramium tenuicorne* tai *Pilayella littoralis*) happipulloissa ja mitataan niiden hapen tuotto (= leväyksilön tuotanto) (Ilkka Viitasalo 1994; Helsingin kaupungin ympäristökeskus, suullinen tiedonanto).

Sisävesissä yksi harvoista tutkimuksista, joita on tehty kovien pohjien levästästä on Karjalan Pyhäjärven tilan selvitys (Meriläinen ym. 1987). Tutkimuksessa on luonnonalustoilta irrotettu makroskooppiset ja mikroskooppiset levät. Näiden kokonaisbiomassan ja lajiston vaihteluista on selvitetty järven eri osien rehevöitymisastetta ja alueen tilaa. Yksinkertaisempaa menetelmänä Mäntän vesistön velvoitetarkkailussa (Metsä-Serla Oy) on käytetty silmämääräistä rantojen limoittumis- ja rehevyysasteen määrittystä (asteikkona 0–3) (Paavilainen ja Langi 1990). Vastaavaa silmämääräistä rannan limoittumisarviointia on käytetty Iijoen vesistöalueella Koutuanojan vesistötarkkailussa (Pyykkönen 1994). Tällöin kartoitettiin korkeampi vesi- ja rantakasvillisuus ja laskettiin rihma- maisten levien peittävyysprosentit.

5.9 Menetelmien tarkastelua

Seurattaessa jätevesien vaikutuksia luonnossa perustutkimus ja jatkuva purkualueiden tilan seuranta on erotettava toisistaan. Jätevesien purkamisen yhteydessä tehtävä seuranta vaatii yksinkertaisen menetelmän, jotta vaikutuksia voidaan arvioida laajoilla alueilla eikä seuranta esimerkiksi taloudellisista syistä jätetä tekemättä. Jotta yksinkertaisella ja nopealla menetelmällä (esim. levien pituuden mittauksilla) pystyttäisiin luotettavasti tutkimaan alueen tilaa, tulee pohjana olla kattavaa perustietoa siitä, miten ravinnelisäys luonnollisessa ympäristössä vaikuttaa.

Jätevesien vaikutusten tutkiminen ei ole yksinkertaista. Paras tulos saataisiin, jos kaikki vaikutusalueen ekosysteemin osat voitaisiin ottaa mukaan samaan tutkimukseen. Koska tämä ei taloudellisista syistä ole mahdollista, on keskityttävä johonkin ekosysteemin osaan. Rantavyöhykkeen kasvillisuus on vesialueilla erittäin otollinen tutkimuskohde. Ranta-aluiden perustuotannosta se tuottaa valtaosan ja on ihmisen kannalta yksi harvoista silmin nähtävistä veden laadun kuvaajista. Pitkäikäisinä ja alustansa kiinnittyneinä herkkinä eliöinä rantavyöhykkeen levät kuvastavat veden laatua pitkällä aikavälillä juuri kyseisellä paikalla. Rantavyöhyke monimutkaisena yhteisönä ei kuitenkaan ole helppo tutkimuskohde. Kun hyvällä tutkimuksella ja seurannalla on paljon vaatimuksia sekä taloudelliset rajoitteet, sopivan tutkimusmenetelmän valinta on erittäin vaikeaa.

Käytettävän menetelmän tulee olla riittävän herkkä, jotta tutkittavat vaikutukset näkyvät – mielellään jo ennen kuin muutokset peruuttamattomasti vaikuttavat ekosysteemiin. Menetelmän tulee myös olla objektiivinen, käyttökelpoinen eri sääoloissa ja mielellään koeobjektin säästävä. Seurantamenetelmän tulisi olla riittävän yksinkertainen, jottei sitä taloudellisista syistä jätettäisi tekemättä, mutta liika yksinkertaistaminen on vaarallista; on aivan liikaa esimerkkejä tutkimuksista, joiden aineistoa ei enää voida käyttää tieteelliseen tutkimukseen. Työ on tällöin turhaan tehty. Eräs suurimmista puut-

teista vesialueiden tutkimuksessa tuntuu olevan tutkimusten puutteellinen suunnittelu. Useimmissa velvoitetarkkailuissa myös aineiston tilastollinen käsittely on puutteellista tai sitä ei ole tehty ollenkaan (Kärmeniemi 1988). Jokaiseen seurantatutkimukseen tulisi aina sisällyttää aineiston tilastollinen käsittely (Gray ja Pearson 1982). Mikäli se ei saadun aineiston perusteella ole mahdollista, tulee tutkimus suunnitella uudelleen.

On luonnollista, että eliöyhteisöjen muutoksia tutkitaan niiden luonnollisessa ympäristössään. Kaikki eliöihin vaikuttavat ympäristötekijät saadaan tällöin mukaan tuloksiin, ja käytännön ratkaisut ovat yksinkertaisempia kuin laboratoriossa tehdyt. Näytepaikkojen valinnan tulisi mahdollisimman usein perustua satunnaisotantaan. Tällä tavalla eliminoidaan tutkijoiden painotuksia, ja näytteistä saadaan tilastollisesti käsiteltäviä ja luotettavia. Näytemäärän tulisi olla riittävän suuri. Jokaisessa tapauksessa työn määrä on suhteutettava saavutettavaan hyötyyn.

Muutoksen havaitseminen ei yleensä ole ongelma. Vaikeampaa on erottaa muiden muuttujien vaikutukset ravinteiden vaikutuksista. Esim. vähentynyt suolapitoisuus ja lisääntynyt ravinteisuus näkyvät samanlaisina vaikutuksina lajistossa. Saasteiden vaikutukset tulisikin aina asettaa kyseenalaisiksi. Luonnolliset vaihtelut saattavat esiintyä kymmenien vuosien aikajaksoissa. Jotta muutoksen voidaan todeta johtuneen juuri saasteista, tulisi sen olla selvästi luonnollisten vaihteluvälien ulkopuolella. Mikäli näin ei ole, voidaan vain olettaa saasteiden vaikuttavan (Hawkins ja Hartnoll 1983). Muuttujien erottelua helpottaa, jos aineistoa on pitkältä ajalta ja esim. samalta alueelta ennen kuormituksen alkamista. Vaikutukset voidaan havaita vain, jos tunnetaan alueen kasvillisuuden muutokset tai kasvillisuus luonnostaan kyseisessä saaristovyöhykkeessä. Myös luonnonoloiltaan vastaavat vertailualueet auttavat alueen tilan selvittämisessä. Mikään yksittäinen menetelmä ei myöskään voi olla sopiva joka paikkaan, vaan käytäntöä on sovellettava ympäristön mukaan.

Rantavyöhykkeen levästä kuvastaa alustaansa kiinnittyneenä hyvin vesialueen tilaa. Koska makroskooppiset levät ottavat kaikki yhteyttämiseen tarvitsemansa ravinteet ympäröivästä vedestä, levien tuotanto on verrannollinen veden ravinnepitoisuuksiin ja ennen kaikkea kasvua rajoittavien ravinteiden pitoisuuksiin. Suomen rannikkoalueilla rantavyöhykkeen levästä kasvua rajoittaa yleensä typpi, Pohjanlahdella ja sisävesissä useammin fosfori. Koska ravinnepitoisuudet vaihtelevat vedessä paljon, solukon sisäinen ravinnepitoisuus antaa levien ravinneoloista paremman kuvan.

Ravinnekuormituksen vaikutuksia kovien pohjien rantoihin on tutkittu pääasiassa luonnontilaisilla murtovesialueilla. Tietoja kuormitetuilta alueilta ja sisävesistä on hyvin vähän. Ravinnekormitus lisää kuitenkin selvästi rantavyöhykkeen tuotantoa. Yksivuotiset rihmamaiset levät (pääasiassa viherlevät) runsastuvat monivuotisten (esim. rakkolevä) kustannuksella. Kasviyhteisöjen muutokset vaikuttavat suoraan myös kiinnityneisiin ja levästä seassa eläviin eläimiin ja kaloihin.

Vesialueidemme seurannassa on tähän mennessä keskitytty vapaan veden muut-
tujen seuraamiseen. Rannikkoalueet ja erityisesti levävyöhyke jäävät seurantaohjelmissa huomiotta. Eräissä velvoitetarkkailuissa ja katselmustoimituksissa myös rantavyöhyke on otettu tutkittavaksi osa-alueeksi. Tutkimukset ovat yleensä pienimuotoisia ja keskit-
tyvät pehmeille pohjille.

Levävyöhykkeen tutkimiseen on kehitetty useita menetelmiä, joiden kattavuus riip-
puu tutkimuksen tarkoituksesta. Useimmin tutkimuskohteena on ollut tutkimusalueen
lajisto, jonka koostumuksesta ja indikaattorilajien esiintymisestä alueen tilaa on pyritty
selvittämään. Myös kvantitatiivista yhteisörakennetta on selvitetty laajemmissa tutki-
muksissa.

Kuormitettujen alueiden tilan seuranta vaatii yksinkertaisen ja nopean seuranta-
menetelmän (esim. makrolevien peittävyuden ja pituuden mittaus), jotta laajojen aluei-
den tilaa pystytään seuraamaan. Yksinkertainen menetelmä vaatii pohjaksi kattavaa tie-
toa ravinnekuormituksen vaikutuksista rantavyöhykkeeseen.

Kirjallisuus

- Andersson, J. & Tunberg, B. 1992. Kartering och övervakning av västkustens grunda hårbottensamhällen. Slutrapport från verksamheten 1989–1992. Naturvårdsverket, rapport 4056: 1–14 + bilder och tabeller.
- Atkinson, M.J. & Smith, S.V. 1983. C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnology and Oceanography* 28(3): 568–574.
- Boberg, G., Ganning, B. & Ytterborn, K.H. 1986. Distribution and biomass of *Fucus vesiculosus* L. near a cooling-water effluent from a nuclear power plant in the Baltic Sea estimated by aerial photography. *International Journal of Remote Sensing* 7: 1797–1807.
- Bokn, T. 1975. Fastsittende alger brukt som forurensningsindikator. Norsk institutt for vannforskning. Moniste. 14 s.
- Bokn, T. 1978. Bruk av tang som overvåkningsparameter i en næringsdrik fjord. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Blindern, Oslo 3, Norge. 20 s. Moniste.
- Bokn, T. 1979. Use of benthic algae classes as indicators of eutrophication in estuarine and marine waters. In: The use of ecological variables in environmental monitoring. The National Swedish Environment Protection Board, Report PM 1151: 138–146.
- Bonnsdorff, E. 1992. Drifting algae and zoobenthos. Effects on settling and community structure. – *Netherlands Journal of Sea Research* 30: 57–62.
- Boström (Purasjoki), K.F. 1936: Merilevien vertikaalisesta esiintymisestä Tvärminnestä. 126 s. Laudatur-työ. Tvärminnen eläintieteellinen asema.
- Brown, V.B., Davies, S.A. & Synnot, R.N. 1990. Long-term monitoring of the effects of treated sewage effluent on the intertidal macroalgal community near Cape Schanck, Victoria, Australia. *Botanica Marina* 33: 85–98.
- Bäck, S. 1986. Bengtsårin vesialueen kasvillisuuskarttoitus 1986. Ammoniumkuormituksen vaikutus makrofyyttikasvillisuuteen. 16 s. + kuvat. Krogarsin vesiensuojeluyhdistys r.y. Käsikirjoitus.
- Bäck, S., Kiirikki, M. & Lehvo, A. 1993. Vesikasvillisuus Olkiluodon voimalaitosten vesialueella. Loppuraportti 1.8.1993. 21 s. + liitteet. Seaweed Oy. Käsikirjoitus.
- Cederwall, H. & Elmgren, R. 1980. Biomass increase of benthic macrofauna demonstrates eutrophication of the Baltic Sea. *Ophelia*, Suppl. 1: 278–304.
- Christie, H. 1983. Natural fluctuations in a rocky subtidal community in the Oslo Fjord (Norway). *Oceanologica Acta. Proceedings 17th European Marine Biology Symposium, Brest, France, 27.9.-1.10.1982*: 69–73.
- Dodds, W.K. 1991. Factors associated with dominance of the filamentous green alga *Cladophora glomerata*. *Water Research* 25(11): 1325–1332.
- Ekengren, R., Mäkinen, A. & Aulio, K. 1986: Rantavyöhykkeen suurkasvillisuus Olkiluodon ydinvoimalan edustalla kesällä 1985. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y:n julkaisu 67: 41–54.
- Eklund, U. 1981. Makroalgfloran på hårbottnar i Krogars-vattnen. Arbetsrapport 1981. Krogarsin vesiensuojeluyhdistys. 4 s. + liitteet. Käsikirjoitus.
- Engkvist, R. & Persson, L-E. 1993. Blekingekustens Vattensvårdsförbund. Årsrapport 1992. Kalmarsundslaboratoriet, Institutionen för Naturvetenskap, Högskolan i Kalmar. Rapport 93(2): 1–25 + bilagor.
- Environment Data Centre, National Board of Waters 1990. Environmental monitoring programmes in Finland. *Environmental Report* 1: 1–151.
- Finnish IBP-PM Group 1969. Quantitative sampling equipment for the littoral benthos. *Int. Revue ges. Hydrobiologia* 54(2): 185–193.
- Flinkman, M. 1989. Biologisen tutkimuksen apuna käytetyt sukellusmenetelmät ja niiden sovellukset Pohjoismaissa. Helsingin yliopisto. 110 s. + liitteet. Pro gradu -tutkielma. Eläintieteen laitos, Fysiologian osasto.

- Fujita, R.M., Wheeler, P.A. & Edwards, R.L. 1989. Assessment of macroalgal nitrogen limitation in a seasonal upwelling region. *Marine Ecology Progress Series* 53: 293–303.
- Gestrin, C. 1993. Makrofytter som bioindikatorer på miljøeffekter av fiskodlingen i Pernå skärgård. 83 s. + bilagor. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 474.
- Gray, J.S. & Pearson, T.H. 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. *Marine Ecology Progress Series* 9: 111–119.
- Grenager, B. 1957. Algological observations from the polluted area of the Oslofjord. *Nytt Magasin Botanikk* 5: 41–60.
- Haahtela, I. & Lehto, J. 1982. Rakkolevän (*Fucus vesiculosus*) esiintyminen vuosina 1975–1980 Seilin alueella Saaristomerellä. *Memoranda Societas Fauna Flora Fennica* 58: 1–5.
- Hanski, A. & Venetvaara, J. 1992. Osaraportti V; Fagervikenin vesikasvillisuuskartoitus. Monisteessa: Imatran Voima Oy; Inkoon voimalaitoksen edustan tutkimukset vuonna 1991. Hollola, Insinööritoimisto Paavo Ristola Oy.
- Harlin, M.M. & Wheeler, P.A. 1985. Nutrient uptake. In: Littler, M.M. & Littler, D.S. (ed.) 1985: *Handbook of phycological methods. Ecological field methods: macroalgae*. Cambridge University Press, New York, 493–511.
- Hawkins, S.J. & Hartnoll, R.G. 1983. Changes in a rocky shore community: an evaluation of monitoring. *Marine Environmental Research* 9(3): 131–181.
- Heinonen, P. & Hyvärinen, V. 1994. Vesiympäristön havaintoverkot. Puhtaasti vedestä. Vesiyhdistys r.y. 25 vuotta: 77–84.
- Heitto, L. 1988. Pernajan Lohi Oy:n Ryssholmenin kalankasvatuslaitoksen vesikasvikartoituksen tulokset 15.–16.8.1988. Liite 4. Helsingin vesi- ja ympäristöpiiriin arkisto. 2 s. + liitteet. Moniste.
- Heitto, L. 1991. Macrophyte monitoring program in Finland. In: Freindling, A. & Heitto, L. (toim.) 1991: *Primary production of inland waters. The second Soviet-Karelian – Finnish Symposium on water problems held in Petrozavodsk, USSR, 21.–25.5.1990. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja, Sarja A 72*: 109–115.
- Hellenbrand, K. 1977. Effect of pulp mill effluent on productivity of seaweeds. *Proceedings of the Ninth International Seaweed Symposium Santa Barbara, California 20–27 August, 1977*: 161–171.
- Henriksson, M. & Myllyvirta, T. 1991. Itä-Uudenmaan saaristoalueen bioindikaattoritutkimus, 1990. Porvoo, Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys r.y. 74 s.
- Henriksson, M. & Myllyvirta, T. 1992. Itä-Uudenmaan saaristoalueen bioindikaattoritutkimus, 1991. Porvoo, Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys r.y. 102 s.
- Herbst, R.P. 1969. Ecological factors and the distribution of *Cladophora glomerata* in the Great Lakes. *The American Midland Naturalist* 82: 90–98.
- Hinga, K.R., Keller, A.A. & Oviatt, C.A. 1991. Atmospheric deposition and nitrogen inputs to coastal water. *Ambio* 20(6): 256–260.
- Hällfors, G. & Heikkonen, K. 1992. *Chorda tomentosa* Lyngbye in Finnish coastal waters. *Acta Phytogeographica Suecica* 78: 79–84.
- Hällfors, G., Kangas, P. & Lappalainen, A. 1975. Littoral benthos of the Northern Baltic Sea. III. Macro-benthos of the hydrolittoral belt of filamentous algae on rocky shores in Tvärminne. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 60(3): 313–333.
- Hällfors, G., Kangas, P. & Niemi, Å. 1984. Recent changes in the phytal at the south coast of Finland. *Ophelia, Suppl.* 3: 51–59.
- Hällfors, G., Ronkainen, J., Silvola, P. & Viitasalo, I. 1976: Helsingin ranta-alueiden likaantumisaste litoraalin kasvivyhdykuntien perusteella vuosina 1974–1975. Vesien-suojelulaboratorion Tiedonantoja 8(1): 45–53.

- Hällfors, G., Viitasalo, I. & Niemi, Å. 1987. Macrophyte vegetation and trophic status of the Gulf of Finland – A review of Finnish investigations. *Meri* 13: 111–158.
- Häyrén, E. 1921. Studier över föroreningens inflytande på strändernas vegetation och flora i Helsingfors hamnområde. *Bidrag till Kännedom av Finlands Natur och Folk* 80(3): 1–128.
- Häyrén, E. 1933. Förorening och strandvegetation i Helsingfors hamnområde år 1932. – *Bidrag till Kännedom av Finlands Natur och Folk* 84(5): 1–38.
- Häyrén, E. 1937. Iakttagelser rörande förorening och strandvegetation i Helsingfors hamnområde år 1936. *Bidrag till Kännedom av Finlands Natur och Folk* 85(6): 1–18.
- Häyrén, E. 1944. Studier över saprob strandvegetation och flora i några kuststäder i Södra Finland. *Bidrag till Kännedom av Finlands Natur och Folk* 88(5): 1–120.
- Ilus, E. 1992. Loviisan ydinvoimalaitosta ympäröivän merialueen biologinen tarkkailu vuonna 1991. *Julk.: Loviisan voimalaitoksen jäähdytys- ja jätevesien tarkkailu-raportti 1991. Säteilyturvakeskus. Liite 6.*
- Ilus, E. & Keskitalo, J. 1986. Aquatic macrophytes in the sea area around the Loviisa nuclear power station, south coast of Finland. *Aqua Fennica* 16(2): 111–123.
- Isotalo, I., Huttula, T., Leskinen, E., Niemi, J., Niemi, M., Pitkänen, H. & Sarkkula, J. 1985. Kalankasvatuksen vaikutukset Kustavin Strömin tilaan kesällä 1984. 87 s. *Vesihallituksen monistesarja 352.*
- Jansson, A-M. 1974. Community structure, modelling and simulation of the *Cladophora*-ecosystem in the Baltic Sea. *Contributions from the Askö Laboratory* 5: 1–101 + appendix.
- Jansson, A-M. & Kautsky, N. 1977. Quantitative survey of hard bottom communities in a Baltic Archipelago. In: Keegan, B.F. & Ceidigh, P.O. & Boaden, P.J.S (toim.) 1977: *Biology of benthic organisms*. Pergamon Press London and New York, 359–366.
- Jensen, S. 1977. An objective method for sampling the macrophyte vegetation in lakes. *Vegetatio* 33: 107–118.
- Jespersen, H., Kaas, H., Larsen, G.R., Nielsen, K., Laursen, J.S., Rask, N. & Schwaerter, S. 1989. Retningslinier for bundvegetation. *Miljøstyrelsens Havforureningslaboratorium, Denmark*. 20 s. + liitteet. *Käsikirjoitus.*
- Jumppanen, K. & Mattila, J. 1994. Saaristomeren tilan kehitys ja siihen vaikuttavat tekijät. *Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y:n julkaisu* 82: 1–206 + liitteet.
- Kangas, P. 1972. Quantitative sampling equipment for the littoral benthos.II. *IBP i Norden* 10: 9–16.
- Kangas, P. 1980. Litoraalityyhykkeen kovien pohjien eläimistö pohjoisella Itämerellä. *Lisensiaattitutkielma*. Oulu, Oulun Yliopisto. Eläintieteen laitos. 28 s. + liitteet. *Käsikirjoitus.*
- Kangas, P. & Hällfors, G. 1974. Litoraalin biomassan ja tuotannon määrittämisestä. *Limnologysymposion* 1974: 63–75.
- Kangas, P., Autio, H., Hällfors, G., Luther, H., Niemi, Å. & Salemaa, H. 1982. A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, south coast of Finland in 1977–1981. *Acta Botanica Fennica* 118: 1–27.
- Kangas, P. & Niemi, Å. 1985. Observations of recolonization by the bladder wrack, *Fucus vesiculosus*, on the southern coast of Finland. *Aqua Fennica* 15(1): 133–141.
- Kautsky, H. 1988. Factors structuring phytobenthic communities in the Baltic Sea. *Dissertation*. University of Stockholm. Department of Zoology. 29 pp + 5 papers.
- Kautsky, H. 1989. Quantitative distribution of plant and animal communities of the phytobenthic zone in the Baltic Sea. *Contributions from the Askö Laboratory* 35: 1–80.
- Kautsky, H. 1991. Influence of eutrophication on the distribution of phytobenthic plant and animal communities. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 76(3): 423–432.
- Kautsky, H. 1993. Monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea. *Department of Systems Ecology*. Stockholm, Sweden. Stockholm University. 36 s. *Käsikirjoitus.*

- Kautsky, H. 1994. Vegetationsklädde bottenar. Östersjö '93. Årsrapport från den marina miljöövervakningen Juni 1994: 26.
- Kautsky, H., Kautsky, L., Kautsky, N., Kautsky, U. & Lindblad, C. 1992. Studies on the *Fucus vesiculosus* community in the Baltic Sea. Acta Phytogeographica Suecica 78: 33–47.
- Kautsky, H., Kautsky, U. & Nellbring, S., 1988. Distribution of flora and fauna in an area receiving pulp mill effluents in the Baltic Sea. Ophelia 28(2): 139–155.
- Kautsky, H. & Wallentinus, I. 1980. Nutrient release from a Baltic *Mytilus* – red algal community and its role in benthic and pelagic productivity. Ophelia, Suppl. 1: 17–30.
- Kautsky, H. & van der Maarel, E. 1990. Multivariate approaches to the variation in phyto-benthic communities and environmental vectors in the Baltic Sea. Marine Ecology Progress Series 60: 169–184.
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U. & Waern, M. 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* L. since the 1940's indicate eutrophication of the Baltic Sea. Marine Ecology Progress Series 28: 1–8.
- Klavestad, N. 1978. The marine algae of the polluted inner part of the Oslofjord. A survey carried out 1962–1966. Botanica Marina 21: 71–97.
- Koistinen, M. 1989. Vesikasvillisuus Hankoniemen pohjoispuolen merialueella, teollisuuden ammoniumsulfaattipäästöjen vaikutuspiirissä v. 1987. 80 s. + liitteet. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 186..
- Kolehmainen, O. 1982. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistyksen perifytonkokeet Saaristomerellä v. 1982. – 28.12.1982. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. 2 s. Käsikirjoitus.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft 26a: 505–519.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie 2: 126–152.
- Kornfeldt, R-A. 1982. Relation between nitrogen and phosphorous content of macroalgae and the waters of northern Öresund. Botanica Marina 25: 197–201.
- Korolev, A., Kuznetsova, T. & Drozdetsky, V. 1993. Investigations of the *Furcellaria lumb-ricalis* distribution and abundance at the eastern coast of the Baltic Sea. International Council for the Exploration of the Sea. C.M. 1993/L:39. Baltic Fish Committee. 9 s. + liitteet. Käsikirjoitus.
- Koskeniemi, E. & Sevola, P. 1982. Kalankasvatuksen vaikutus Skaftungin edustan merialueen tilaan. Esitutkimus 12.8.1982. Vaasan vesipiirin vesitoimisto. 11 s. Käsikirjoitus.
- Kukk, H. 1981. The influence of anthropogenous factors on the composition and distribution of bottom vegetation in the Gulf of Finland. VI Suomenlahtisymposio, Pärnu 8. – 12.9 1981. Käsikirjoitus.
- Kärmeniemi, T. 1988. Vesistöjen velvoitetarkkailun taso Suomessa 1980-luvulla. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 87: 1–27.
- Kärmeniemi, T. 1992. Helsingin kaupungin puhdistamoita johdettujen jätevesien vaikutus merialueen tilaan. Helsingin kaupungin hakemus jäteveden johtamiseksi mereen Helsingin kaupungissa. Katselmuskirja 3.5.1993, liite 4.
- Lahti, K. 1984. Suomen Sokeri Oy:n Porkkalan tehtaiden jätevesien vaikutusalueen määrittäminen bakteerilajiston avulla. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 254: 1–19.
- Lampolahti, J. 1990. Uudenkaupungin merialueen kasvillisuus vuonna 1990. Tutkimusraportti Kemira Oy:n Uudenkaupungin tehtaille. Turku, Turun yliopiston biologian laitos.
- Lampolahti, J. 1991. Uudenkaupungin merialueen vesikasvillisuuden ilmakuvatulokinta 1991. Tutkimusraportti Kemira Oy:n Uudenkaupungin tehtaille. Turku, Turun yliopiston biologian laitos.

- Lehtinen, K.-J., Notini, M., Mattsson, J. & Landner, L. 1988. Disappearance of bladderwrack (*Fucus vesiculosus* L.) in the Baltic Sea: Relation to pulp-mill chlorate. *Ambio* 17(6): 387–393.
- Leinikki, J. & Oulasvirta, P. 1993. Perämeren kansallispuiston vedenalaisen luonnon kartoitus. Osa I. Alleco ky. Helsinki. 17.12.1993. Käsikirjoitus.
- Leskinen, E. 1983. Keinoalustojen käyttö vedenlaadun seurantamenetelmänä murtovedessä. I. Ekspointiajan ja alustatyyppin vaikutus perifytonin kolonisaatioon. *Vesihallituksen monistesarja* 171: 1–24.
- Leskinen, E. 1985. Perifyton kuormituksen ilmentäjänä kalanviljelylaitosten vaikutuspiirissä Kustavin Strömissä. Julk.: Isotalo, I., Huttula, T., Leskinen, E., Niemi, J., Niemi, M., Pitkänen, H. & Sarkkula, J. 1985: Kalankasvatuksen vaikutukset Kustavin Strömin tilaan kesällä 1984. *Vesihallituksen monistesarja* 352: 70–78.
- Leskinen, E. 1986. Keinoalustojen käyttö vedenlaadun seurantamenetelmänä murtovedessä. II. Ekspointisyvyyden ja vuodenajan vaikutus perifytonin kolonisaatioon. *Vesihallituksen monistesarja* 401: 1–16.
- Leskinen, E. 1990. Keinoalustojen päällyskasvusto rehevöitymisen ilmentäjänä. Helsinki, Helsingin yliopisto. 30 s. + osajulkaisut. Licensiaattitutkielma. Kasvitieteen laitos, Hydrobiologian laboratorio, Käsikirjoitus.
- Leskinen, E., Kolehmainen, O. & Isotalo, I. 1986. The response of periphytic organisms to a load of organic matter and nutrients originating from a fishfarm. In: Kangas, P. & Forsskåhl, M. 1986 (ed.): Proceedings of the third Finnish-Swedish seminar on the Gulf of Bothnia. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja, Publications of the Water Research Institute* 68: 155–159.
- Leskinen, E., Mäkinen, A., Fortelius, W., Lindström, M. & Salemaa, H. 1992. Primary production of macroalgae in relation to the spectral range and sublittoral light conditions in the Tvärminne archipelago, northern Baltic Sea. – *Acta Phytogeographica Suecica* 78: 85–93.
- Lind, C. & Cottam, G. 1969. Submerged aquatics. *The American Midland Naturalist* 81(2):353–369.
- Lindgren, L. 1975. Algal zonation on rocky shores outside Helsinki as a basis for pollution monitoring. *Merentutkimuslaitoksen julkaisu* 239: 344–347.
- Lindvall, B. 1984. The condition of a *Fucus*-community in a polluted archipelago area on the east coast of Sweden. – *Ophelia, Supplementum* 3: 147–150.
- Lindvall, B. & Alm, A. 1983. Blåstångsamhällets status i Svartö-Ödängla skärgård och på 16 referensstationer längs Kalmar läns kust. Institutionen för Naturvetenskap med Teknik. *Meddelande* 5: 1–14 + bilagor.
- Lobban, C., Harrison, P. & Duncan, M. 1985. The physiological ecology of seaweeds. Cambridge University Press, 242 s.
- Lorenz, R.C., Monaco, M.E. & Herdendorf, C.E. 1991. Minimum light requirements for substrate colonization by *Cladophora glomerata*. *Journal of Great Lakes Research* 17(4): 536–542.
- Lundälv, T., Larsson, C. & Axelsson, L. 1986. Long-term trends in algal-dominated rocky subtidal communities on the Swedish west coast - a transitional system? *Hydrobiologia* 142: 81–95.
- Luther, H. 1951. Vorbereitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Südfinnland. I Allgemeiner Teil. *Acta Botanica Fennica* 49: 1–231.
- Luttinen, R. 1989. Makrofyttikasvillisuus Pikkalanlahden tilan indikaattorina. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 198: 1–87.
- Lüning, K. 1990. Seaweeds. Their environment, biogeography and ecophysiology. A Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons, Inc. New York. 527 s.
- Maa ja Vesi 1976: Helsingin ranta-alueiden likaantumisasaste litoraalin kasviyhdyskuntien perusteella vuosina 1974–1975. Helsingin kaupungin rakennusvirasto, Raportti H4453: 44 s + liitteet.

- Meador, M.R., Hupp, C.R., Cuffney, T.F., Gurts, M.E. 1993. Preliminary methods for evaluating stream habitat as part of the National Water-Quality Assessment Program. U.S. Geological Survey. Open-File Report 93-xxx. Raleigh, North Carolina. 73 s.
- Meriläinen, J., Kokko, H. & Järvinen, A. 1987. Periphyton of Lake Pyhäjärvi (Karelia). Finnish Fisheries Research 8: 20–26.
- Miljøministeriet, Miljøstyrelsen 1993. Aquatic Environment Nationwide Monitoring Programme 1993–1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen 3.
- Munsterhjelm, R. 1980. Undersökning av vattenvegetationen i Pojoviken, Dragsviksfjärden och Ekenäs skärgård sommaren 1979. Julk.: Lönnqvist, S., Helminen, O. 1980: Karjaanjoen, Fiskarsinjoen, Pohjanpitäjänlahden ja Tammisaaren merialueen yhteistarkkailun vuosiyhteenveto 1979. – Länsi-Uudenmaan vesiensuojeluyhdistys ry., 34 s. + kuvat ja liitteet. Tutkimusjulkaisu 10: liite 3.
- Munsterhjelm, R. 1983. Undersökning av vattenvegetationen i Pojoviken, Dragsviksfjärden och skärgården mellan Ekenäs och Tvärminne i augusti 1982. Julk.: Helminen, O. & Holmberg, R. (toim.): Mustionjoen, Fiskarsinjoen, Pohjanpitäjänlahden ja Tammisaaren merialueen yhteistarkkailun vuosiyhteenveto 1982. – Länsi-Uudenmaan vesiensuojeluyhdistys r.y., 30 s. Tutkimusjulkaisu 26: liite 4.
- Munsterhjelm, R. 1986. Undersökning av vattenvegetationen i Pojoviken, Dragsviksfjärden och skärgården mellan Ekenäs och Tvärminne i augusti 1985. Julk.: Holmberg, R. & Helminen, O. (toim.): Mustionjoen, Fiskarsinjoen, Pohjanpitäjänlahden ja Tammisaaren merialueen yhteistarkkailun vuosiyhteenveto 1982. – Länsi-Uudenmaan vesiensuojeluyhdistys r.y., 22 s. Tutkimusjulkaisu 52: liite 3.
- Mäkinen, A. 1992: Ahdinparta (*Cladophora glomerata* (L.) Kütz.) veden laadun kuvaajana Saaristomerellä. Turku, Turun yliopisto. 57 s. + liitteet. Pro gradu -tutkielma.
- Mäkinen, A. & Ilvessalo, H. 1983. Loppuraportti rihmalevätutkimuksesta Kustavissa, Houtskarissa ja Iniössä kalankasvatuslaitosten vaikutusalueilla. Turun vesi- ja ympäristöpiiri. 32 s. Käsikirjoitus.
- Mäkinen, A., Haahtela, I., Ilvessalo, H., Lehto, J. & Rönnberg, O. 1984. Changes in the littoral rocky shore vegetation in the Seili area, SW archipelago of Finland. *Ophelia*, Supplementum 3: 157–166.
- Mäkinen, A. & Aulio, K. 1986. *Cladophora glomerata* (Chlorophyta) as an indicator of coastal eutrophication. In: Kangas, P. & Forsskåhl, M. 1986 (ed.): Proceedings of the third Finnish-Swedish seminar on the Gulf of Bothnia. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja, Publications of the Water Research Institute 68: 160–163.
- Mäkinen, A., Hänninen, J. & Vahteri, P. 1993: Tutkimusraportti Tahkoluodon voimalaitosten edustan merialueen kasvillisuudesta kesällä 1993. Turku, Turun yliopisto, Saaristomeren tutkimuslaitos. 13 s.
- Mäkinen, A., Bäck, S. & Kangas, P. 1994. Proposal for methods in phytobenthos monitoring. Kokous 29.4.1994. Saaristomeren tutkimuslaitoksessa Turussa. 4 s + liitteet. Käsikirjoitus.
- Niemi, R.A. 1990. Makrofytyt vesien tilan seurannassa. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja -sarja A 53: 1–60 + liitteet.
- Nordic Council of Ministers 1988. Guidelines for integrated monitoring in the Nordic Countries. NORD 1988: 26, Environmental Report: 1–61.
- Nordisk Ministerråd 1990. Nordisk handlingsplan mot förorenig av havet. Nordisk Ministerråd, Köpenhamn, Danmark, NU 2: 1–68 + liitteet.
- Nordisk Ministerråd 1993. Arbetsprogram 1993–1995 för långsiktig övervakning av Nordens yttre miljö. Nordiske Seminar- og arbejdsrapporter 510: 1–35.
- Norin, L.-L. & Waern, M. 1973. The zone of algal low standing crop near Stockholm. Nutrients and their influence on the algae in the Stockholm Archipelago during 1970. *Oikos Supplementum* 15: 179–184.
- Nybom, C. 1981. Vesihallinnon käyttämät vesikasvustojen tutkimusmenetelmät. Vesi-hallituksen monistesarja 76: 1–18 + liitteet.

- Nybom, C. 1991. Methods for sampling aquatic vegetation used by the water authorities in Finland. In: Freindling, A. & Heitto, L. (toim.) 1991: Primary production of inland waters. The second Soviet-Karelian – Finnish Symposium on water problems held in Petrozavodsk, USSR, 21.–25.5.1990. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 72: 123–129 + liitteet.
- O'Brien, M.C. & Wheeler, P.A. 1987. Short term uptake of nutrients by *Enteromorpha prolifera* (Chlorophyceae). *Journal of Phycology* 23: 547–556.
- Oulasvirta, P. & Leinikki, J. 1993. Tammisaaren kansallispuiston vedenalaisen luonnon kartoitus. Osa I. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, No. 10: 1–91.
- Paavilainen, K., Tana, J., Kovanen, V., Langi, A. & Pogreboff, S. 1985. Oy Metsä-Botnia Ab, Kaskö, 1985. Undersökning av avloppsvattens inverkan på vattenbeskaffenheten och fiskerihushållningen i havsområdet. Del 1. Oy Keskuslaboratorio – Centrallaboratorium Ab, Otnäs, Esbo. Käsikirjoitus.
- Paavilainen, K. & Langi, A. 1990. Vesistön velvoitetarkkailu v. 1989 ja vesistön tila 1980-luvulla. Mänttä, Metsä-Serla Oy. Oy Keskuslaboratorio, Centrallaboratorium Ab. Käsikirjoitus.
- Pekkari, S. 1973. Effects of sewage water on benthic vegetation. Nutrients and their influence on the algae in the Stockholm Archipelago during 1970. No.6. *Oikos Supplementum* 15: 185–188.
- Persson, G. 1990. Växtnäringsämnen och eutrofiering i havet. Underlagsrapport till Hav -90, Aktionsprogram mot havsföroreningar. Naturvårdsverket, Rapport 3694: 1–47.
- Persson, L-E., Engkvist, R. & Tobiasson, S. 1991. Blekingekustens vattenvårdsförbund. Samordnad kustvattenkontroll i Blekinge län. Årsrapport 1990. Högskolan i Kalmar, Institutionen för naturvetenskap med teknik. Kalmarsundslaboratoriet. 22 s. + bilagor.
- Peussa, M. & Ravanko, O. 1975. Benthic macroalgae indicating changes in the Turku sea area. *Merentutkimuslaitoksen julkaisu* 239: 339–343.
- Pitkänen, H. 1994: Eutrophication of the Finnish coastal waters: Origin, fate and effects of riverine nutrient fluxes. *Publications of the Water and Environment Research Institute* 18: 1–45.
- Pitkänen, H., Kangas P., Miettinen, V., Ekholm, P. 1988. The state of the Finnish coastal waters in 1979–1983. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 8: 1–168.
- Plafkin, J.L., Barbour, M.T., Porter, K.D., Gross, S.K. & Hughes, R.M. 1988. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EA Report RTI82A. Washington, U.S. Environmental Protection Agency, Monitoring and Data Support Division, 172 s + appendices. Draft.
- Plinski, M. & Florczyk, I. 1984a. Analysis of the composition and vertical distribution of the macroalgae in western part of the Gulf of Gdansk in 1979 and 1980. *Oceanologia* 19: 101–115.
- Plinski, M. & Florczyk, I. 1984b. Changes in the phytobenthos resulting from the eutrophication of the Puck Bay. *Limnologia* 15(2): 325–327.
- Plinski, M. & Florczyk, I. 1985. Changes in the composition and biomass of phytobenthos in the Puck Bay - inner between the years 1977 and 1984. Gdynia, Poland. Institute of Oceanography, Gdansk University. 8 s. + kuvat. Käsikirjoitus.
- Pogreboff, S. & Rönnberg, O. 1987. Notes on benthic macroalgae off the north-east coast of the Bothnian Sea. *Memoranda Societas Fauna Flora Fennica* 63: 85–89.
- Poikolainen, M-L 1988. Bibliografia suomalaisista kalanviljelyn vesistövaikutuksia, -kuormitusta ja sen vähentämistä käsittelevistä julkaisuista ja raporteista vuosilta 1971–1988. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 99: 1–39.
- Pyykkönen, P. 1994. Ennakkoselvitys metsäojituksen vaikutuksista Koutuanojan tilaan. Oulun vesi- ja ympäristöpiiri. 7 s. + liitteet. Moniste.

- Ranta, E. 1990. Pohjanpitäjänlahden, Dragsvikenin ja Tammisaaren ja Tvärminnen väli-
sen saaristoalueen vesikasvillisuustutkimus vuonna 1989. Julk.: Holmberg, R. &
Ranta, E. & Kuosa, H. & Rissanen, J. 1989: Mustionjoen, Fiskarsinjoen, Pohjan-
pitäjänlahden ja Tammisaaren merialueen yhteistarkkailun yhtenveto vuodelta
1989. – Länsi-Uudenmaan vesiensuojeluyhdistys r.y. Tutkimusjulkaisu 94.
- Rautio, L.M., Skur, H., Åberg, Å., Lax, H-G. & Engman, C. 1990. Oy Metsä-Botnia Ab:n,
Metsä-Serla Oy:n ja Kaskisten kaupungin jätevesiä käsittelevä katselmuskirja.
5.11.1990. Vaasan vesi- ja ympäristöpiirin arkisto. Käsikirjoitus.
- Ravanko, O. 1972. The physiognomy and structure of the benthic macrophyte
communities on rocky shores in the southwestern archipelago of Finland (Seili
Islands). Nova Hedwigia 23: 363–403.
- Ray, I-L. 1974. Vattenväxtlighet och förorening – en studie av saprobiförhållanden i Hel-
singfors området 1968. Vesikasvillisuus ja likaantumisen – saprobiatilanne Hel-
singin merialueella vuonna 1968 (yhtenveto). Helsingin kaupungin rakennus-
virasto. Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja 6: 1–166 + liitteet.
- Rosemarin, A., Mattsson, J., Lehtinen, K-J., Notini, M. & Nylén, E. 1986. Effects of pulp
mill chlorate (ClO_3^-) on *Fucus vesiculosus* – A summary of projects. Ophelia,
Supplementum 4: 219–224.
- Ruokolahti, C. 1988. Effects of fish farming on growth and chlorophyll a content of
Cladophora. Marine Pollution Bulletin 19(4): 166–169.
- Rönnerberg, O., Lehto, J. & Haahtela, I. 1985. Recent changes in the occurrence of *Fucus*
vesiculosus in the Archipelago Sea, SW Finland. Annales Botanici Fennici 22: 231–
244.
- Rönnerberg, O., Ådjers, K., Ruokolahti, C. & Bondestam, M. 1992. Effects of fish farming
on growth, epiphytes and nutrient content of *Fucus vesiculosus* L. in the Åland
archipelago, northern Baltic Sea. Aquatic Botany 42: 109–120.
- Salemaa, H. 1986: Ecological and genetic adaptations of *Idotea* spp. (Isopoda, Crustaceae).
University of Helsinki, Finland. Department of Genetics and Hydrobiological
laboratory, 46 s. + liitteet. Dissertation.
- Salemaa, H. & Kangas, P. 1984. Itämeren litoraaliyhteisö meriympäristön tilan ilmen-
täjänä. Luonnon Tutkija 88: 96–99.
- Salonen, S., Frisk, T., Kärmeniemi, T., Niemi, J., Pitkänen, H., Silvo, K. & Vuoristo, H.
1992. Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä - vaikutusten arviointi. Vesi- ja ympäris-
töhallinnon julkaisuja – sarja A: 96: 1–122 + liitteet.
- South, G.R. & Whittick, A. 1987. Introduction to phycology. Blackwell Scientific
Publications. 341 s.
- Stockholms Marina Forskningscentrum 1994. Östersjö '93 Årsrapport från den marina
miljöövervakningen juni 1994: 35 s.
- Söderman, G. & Dahlbo, K. 1990. Tuloksia Suomen ympäristön yhdenntetystä seuran-
nasta kaudelta 1988/89. Vesi- ja ympäristöhallitus, Ympäristötietokeskus, YYS-
raportti: 1–25.
- Tamminen, T. 1990. Eutrophication and the Baltic Sea: Studies on phytoplankton,
bacterioplankton, and pelagic nutrient cycles. Dissertation, University of Helsin-
ki, Helsinki. 21 s + liitteet.
- Tobiasson, S. 1993. Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län. Årsrapport 1992.
Kalmarsundslaboratoriet, Institutionen för Naturvetenskap, Höskolan i Kalmar.
Rapport 93(3): 34 + bilagor.
- Vesihallitus 1976. Jätevesikuormituksen ja sen vaikutusten velvoitetarkkailu. Vesihalli-
tuksen julkaisuja 17: 1–46.
- Vesi- ja ympäristöhallitus 1990. Vesiviranomaisen käyttämät vesitutkimusten näytteen-
ottomenetelmät. Työryhmän ehdotus. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja
264: 1–96 + liitteet.
- Vesi- ja ympäristöhallitus 1994. Vesi- ja ympäristöhallinnon ympäristön seurannan oh-
jelma 1994–1996. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 545: 1–21 + liitteet.

- Viitasalo, I. 1984. Changes in the littoral vegetation of a brackish-water bay near Helsinki, Finland, following conversion of the sewage outlet system. *Ophelia* 3: 253–258.
- Viitasalo, I. 1985. Rantavyöhykkeen uposversoisen vesikasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1979. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos. Viemärilaitosasto. Vesiensuojelulaboratorio. Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja 16: 1–40 + liitteet.
- Viitasalo, I. 1988. Helsingin ja Espoon saariston rantojen vesikasvillisuuden tila vuosina 1974, 1979 ja 1984. – Julk.: Pesonen, L.(toim.) 1988: Helsingin ja Espoon edustan merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1970–1986. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos. Käyttöosasto. Tutkimustoimisto. Tutkimustoimiston tiedonantoja 17: 147–165.
- Viitasalo, I. 1990. Rantavyöhykkeen uposkasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1988. Vertailu vuosiin 1979 ja 1984. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos. Käyttöosasto. Tutkimustoimisto. Tutkimustoimiston tiedonantoja 18: 1–33 + liitteet.
- Viitasalo, I. 1994. Rantavyöhykkeen uposkasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1993. Helsingin kaupunki. Ympäristökeskus. 15.6.1994. 40 s + liitteet. Moniste.
- Viitasalo, I., Einiö-Selovuori, P., Arnold-Larsen, H. & Lehvo, A. 1992. The effect of different types of municipal sewage on the primary production, biomass and chlorophyll-a content of *Cladophora glomerata*. Proceedings of the 12th Baltic Marine Symposium. Olsen & Olsen, Fredensborg: 163–167.
- Vuoristo, H. (toim.) 1992. Yleisohjeet velvoitetarkkailusta. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja B, nro 12, 36 s.
- Vymazal, J. 1987. Ammonium uptake and biomass interaction in *Cladophora glomerata* (Chlorophyta). *British Phycological Journal* 22: 163–167.
- von Wachenfeldt, T., Waldemarsson, S. & Kangas, P. 1986. Changes in the littoral communities along the Baltic Sea coasts. *Baltic Sea Environment Proceedings* 19: 394–403.
- Wallentinus, I. 1976. Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa–Askö area, northern Baltic proper. I. Hydrographical and chemical parameters, and the macrophytic communities. Contributions from the Askö Laboratory. University of Stockholm. 15: 1–138.
- Wallentinus, I. 1979. Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa–Askö area, northern Baltic proper. II. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. Contributions from the Askö Laboratory. University of Stockholm. 25: 1–210.
- Wallentinus, I. 1981. Chemical constituents of some Baltic macroalgae in relation to environmental conditions. In: Proceedings Xth International Seaweed Symposium August 11–15.1980, Göteborg, Sweden. Ed. Levring, T., Waller de Gruyter & Co., Berlin: 363–370.
- Wallentinus, I. 1984a. Partitioning of nutrient uptake between annual and perennial seaweeds in a Baltic archipelago area. *Hydrobiologia* 116/117: 363–370.
- Wallentinus, I. 1984b. Comparisons of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Marine Biology* 80: 215–225.
- Wallentinus, I. 1986. Responses of macroalgae to nutrient load in the eutrophicated bay of Himmerfjärden, Northern Baltic Proper. Abstract in: *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 19, 1986. Baltic Sea Monitoring Symposium, Tallinn, USSR, 10–15. March 1986.
- Wheeler, P.A. 1980. Effect of boundary layer transport on the fixation of carbon by the giant kelp *Macrocystis pyrifera*. *Marine Biology* 56: 103–110.
- Wheeler, P.A. & Björnsäter, B.R. 1992. Seasonal fluctuations in tissue nitrogen, phosphorous, and N:P for five macroalgal species common to the Pacific northwest coast. *Journal of Phycology* 28: 1–6.

Wetzel, R.G. 1983. Limnology. United States of America. Saunders College Publishing, 767 s.

Wong, S.L. & Clark, B. 1976. Field determination of the critical nutrient concentrations for *Cladophora* in streams. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 33: 85–92.

Wulff, F., Perttilä, M. & Rahm, L. 1994. Bottniska vikens tillstånd och framtid. Pohjanlahden tila ja tulevaisuus. Skärgård 1, Specialnummer: 67–80.

Öström, B. & Rex, B. 1978. Aerial photography of coastal waters. Some results from a test at Brofjorden on the Swedish west coast. Meddelande från Havsfiskelaboratoriet, Lysekil 234: 1–48.

Kuvailulehti

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus, Uudenmaan ympäristökeskus		Julkaisu-aika kesäkuu 1996
Tekijä(t)	Jaanika Blomster		
Julkaisun nimi	Ravinnekuormituksen vaikutus rantavyöhykkeen leväyhteisöihin ja vaikutusten arvioinnissa käytetyt menetelmät		
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut			
Tiivistelmä	Raportissa on koottu kirjallisuutta rantavyöhykkeen ja erityisesti kovilla pohjilla kasvavien makroskooppisten levien käyttökelpoisuudesta rannikkovesien tilan seurannassa. Työ sisältää yhteenvedon makroskooppisten levien ravinnevaatimuksista ja ravinnekuormituksen vaikutuksista rantavyöhykkeen leväyhteisöihin. Lisäksi esitetään yhteenvedo tehdyistä tutkimuksista ja niissä käytetyistä menetelmistä vesien rehevöitymisasteen arvioimiseksi. Sisävesien osalta kirjallisuutta on äärimmäisen vähän.		
Asiasanat	rannikot, rannat, levät, bioindikaattorit, ravinteet, kuormitus, rehevöityminen, kirjallisuuskatsaukset		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 5		
Julkaisun teema	Luonto ja luonnonvarat		
Projektihankkeen nimi ja projektin numero	Rannan levävyöhykkeet ympäristön tilan ilmentäjinä		
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri		
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot	Suomen ympäristökeskus, Uudenmaan ympäristökeskus, Helsingin kaupungin ympäristökeskus		
ISSN	1238-7312	ISBN 952-11-0012-5	
Sivuja		Kieli suomi	
Luottamuksellisuus	julkinen	Hinta 35 mk	
Julkaisun myynti/ jakaja	Oy Edita Ab Julkaisumyynti puh. (90) 566 0266 telefax (90) 566 0380	Suomen ympäristökeskus Asiakaspalvelu puh. (90) 4030 0100 telefax (90) 4030 0190	
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus		
Painopaikka ja -aika	Oy Edita Ab, Helsinki 1996		

Presentationensblad

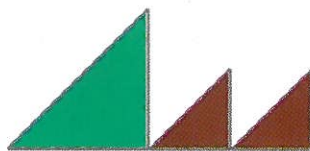
Utgivare	Finlands miljöcentral, Nylands miljöcentral	Datum juni 1996
Författare	Jaanika Blomster	
Publikationens titel	Effekter av närsaltsbelastningen på strandzonens algsamhällen samt mätmetoder för konsekvensbedömningen	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt		
Sammandrag	I rapporten presenteras en sammanställning över litteratur om littoralzonens makroalger, speciellt på hårda botten, som indikatorer på eutrofiering. I rapporten ges ett sammandrag av makroalgernas närsaltsbehov och närsaltsbelastningens effekter på det littorala algsamhället. Likaså presenteras en översikt av undersökningar (inklusive metoder) för att bedöma eutrofieringsgraden. Praktiskt taget hela den existerande litteraturen gäller brackvatten.	
Nyckelord	kuster, zoner, alger, bioindikatorer, närsalter, belastning, eutrofiering, litteraturöversikter	
Publikationsserie och nummer	Suomen ympäristö 5	
Publikationens tema	natur och naturtillgångar	
Projektets namn och nummer	Algzonerna som indikatorer för miljökvaliteten	
Finansiär/ uppdragsgivare	Vatten- och miljöstyrelsen, Helsingfors vatten- och miljödistrikt	
Organisationer i projektgruppen	Finlands miljöcentral, Nylands miljöcentral, Helsingfors stads miljöcentral	
ISSN	1238-7312	ISBN 952-11-0012-5
Sidantal		Språk finska
Offentlighet och andra villkor	offentlig	Pris 35 mk
Beställningar/ distribution	Oy Edita Ab publikationsförsäljning tel. (90) 566 0266 telefax (90) 566 0380	Finlands miljöcentral kundservice tel. (90) 4030 0100 telefax (90) 4030 0190
Förläggare	Finlands miljöcentral	
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Oy Edita Ab, Helsingfors 1996	

Documentation page

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Agency, Uusimaa Regional Environment Centre	<i>Date</i> June 1996
<i>Author(s)</i>	Jaanika Blomster	
<i>Title of publication</i>	Effects of nutrient load on littoral algal communities and methods used to evaluate that	
<i>Parts of publication/ other project publications</i>		
<i>Abstract</i>	The report is a summary of literature about using macroscopic algae and other organisms in shallow hard bottoms as bioindicators of eutrophication. Nutrient requirements of macroscopic algae and effects of nutrient load on littoral zone have been summarized. The report also contains a summary of studies (and methods used in them) aiming to evaluate the rate of eutrophication. Nearby all existing literature concerns only brackish water.	
<i>Keywords</i>	coasts, littoral zones, algae, bioindicators, nutrients, loading, eutrophication, literature surveys	
<i>Publication series and number</i>	Suomen ympäristö 5	
<i>Theme of publication</i>	natural resources	
<i>Project name and number, if any</i>	Littoral algal communities as indicators of the state of environment	
<i>Financier/ commissioner</i>	National Board of Waters and the Environment, Helsinki Water and Environment District	
<i>Project organization</i>	Finnish Environment Agency, Uusimaa Regional Environment Centre, Helsinki City Environment Centre	
<i>ISSN</i>	1238-7312	<i>ISBN</i> 952-11-0012-5
<i>No. of pages</i>		<i>Language</i> Finnish
<i>Restrictions</i>	public	<i>Price</i> 35 FMK
<i>For sale at/ distributor</i>	Oy Edita Ab Julkaisumyynti tel. (90) 566 0266 telefax (90) 566 0380	Finnish Environment Agency Customer service tel. (90) 4030 0100 telefax (90) 4030 0190
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Agency	
<i>Printing place and year</i>	Oy Edita Ab, Helsinki 1996	

SUOMEN YMPÄRISTÖ

1. Järvinen, Mika: Ympäristöystävä vai vapaamatkusta? Helsinki 1995.
2. Saukkonen, Sari & Kenttämies, Kaarle (toim.): Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Helsinki 1996.
3. Kosola, Marjaleena; Miettinen, Pauli & Laikari Hannu: Ympäristötalous - ajan-kohtaisia tutkimus- ja kehittämistehtäviä. Helsinki 1996.
4. Riihimäki, Juha; Yrjänä, Timo & van der Meer, Olli: Lyhytaikaissäädön elin-ympäristövaikutusten arviointimenetelmät. Helsinki 1996.



LUONTO JA LUONNONVARAT

Ravinnekuormituksen vaikutus rantavyöhykkeen leväyhteisöihin ja vaikutusten arvioinnissa käytetyt menetelmät

Tässä kirjallisuustutkimuksessa käsitellään rantavyöhykkeen eliöyhteisöjä ja niiden tutkimusmenetelmiä sekä näiden soveltuvuutta vesialueen tilan arvioimiseen. Koska sisävesistä ei tällaisia tutkimuksia juuri ole tehty, julkaisu käsittelee käytännössä pelkästään Itämeren rannikoita, ja siihen on pyritty kokoamaan kaikki löydetty alan kirjallisuus. Työ sisältää myös yhteenvedon makroskooppisten levien ravinnevaatimuksista ja ravinnekuormituksen vaikutuksista rantayhteisöihin. Julkaisu on tarkoitettu kaikille, jotka tarvitsevat tietoja pohjoisen Itämeren rantavyöhykkeen rakenteesta ja toiminnasta.

ISBN 952-11-0012-5

ISSN 1238-7312

Myynti: Suomen ympäristökeskus

Asiakaspalvelu

Puh. (90) 4030 0100

Oy EDITA Ab
PL 800, 00043 EDITA, vaihde (90) 566 01
ASIAKASPALVELU
puh. (90) 566 0266, telefax (90) 566 0380
EDITA-KIRJAKAUPAT HELSINGISSÄ
Annankatu 44, puh. (90) 566 0566
Eteläesplanadi 4, puh. (90) 662 801



9 789521 100123